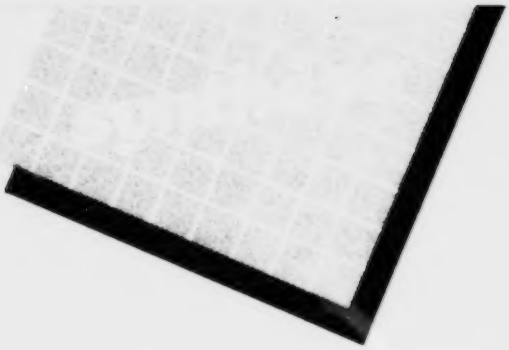


IMPACT DES TRAVAUX DE CANALISATION SUR LA FAUNE BENTHIQUE DES COURS D'EAU EN MILIEU AGRICOLE

Anne-Marie Clément

Contrat effectué
pour le Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche

Avril 1985

Québec

IMPACT DES TRAVAUX DE CANALISATION SUR LA FAUNE BENTHIQUE DES COURS D'EAU EN MILIEU AGRICOLE

Anne-Marie Clément

Avril 1985

Contrat effectué pour la Direction générale de la Faune, MLCP

Dépot légal
Bibliothèque nationale du Québec
4e trimestre 1985

ISBN: 2-550-12697-1

TABLE DES MATIERES

1. INTODUCTION ET OBJECTIFS..... 1

2. CLASSIFICATION DES COMMUNAUTES BENTHIQUES..... 3

2.1. LA ZONATION DES COURS D'EAU..... 3

2.1.1. Zonation ichthyologique..... 4

2.1.2. Rhithron et potamon..... 5

2.2. LE CONTINUUM FLUVIAL..... 8

2.3. CLASSIFICATION DES MILIEUX POLLUES.....12

2.3.1. Indices de diversité.....13

2.3.2. Méthode des saprobies.....14

2.3.3. Indices biotiques.....15

2.3.3.1. En Europe.....15

2.3.3.2. Aux Etats-Unis.....15

3. IMPACT DES TRAVAUX D'AMENAGEMENT SUR LES COMMUNAUTES BENTHIQUES.....17

3.1. IMPACT GENERAL.....17

3.2. MODIFICATIONS DU COURANT.....19

3.2.1. Impact sur le milieu abiotique.....19

3.2.2. Impact sur la faune benthique.....21

3.3. MODIFICATIONS DU SUBSTRAT.....24

3.3.1. Impact sur le milieu abiotique.....24

3.3.2. Impact sur la faune benthique.....25

3.3.2.1. Modification de la granulométrie.....26

3.3.2.2. Augmentation de la charge sédimentaire.....28

3.3.2.3. Etablissement de substrats instables.....29

3.4. MODIFICATIONS DU REGIME THERMIQUE.....31
3.4.1. Impact sur le milieu abiotique.....31
3.4.2. Impact sur la faune benthique.....32
3.5. EFFETS DE L'ENLEVEMENT DE LA VEGETATION RIVERAINE.....36
3.5.1. Impact sur le milieu abiotique.....36
3.5.2. Impact sur la faune benthique.....38
3.6. POLLUTION.....40
3.6.1. Impact sur le milieu abiotique.....40
3.6.2. Impact sur la faune benthique.....41
3.6.2.1. Engrais.....41
3.6.2.2. Pesticides.....43
4. RETABLISSEMENT DES COMMUNAUTES BENTHIQUES.....46
5. EFFETS DES AMENAGEMENTS SUR LES POISSONS.....50
5.1. EXIGENCES ALIMENTAIRES DES POISSONS.....50
5.2. IMPACT DES CHANGEMENTS DU BENTHOS SUR L'ALIMENTATION DES POISSONS.....52
6. CONCLUSION.....54
6.1. CONCLUSIONS GENERALES.....54
6.2. RECOMMANDATIONS.....56
7. RESUME.....60
8. REMERCIEMENTS.....64
9. REFERENCES.....65

1. INTRODUCTION ET OBJECTIFS

Les travaux d'aménagement des cours d'eau municipaux visent principalement à améliorer le drainage des terres adjacentes. La morphologie du canal est alors modifiée de façon à permettre un écoulement plus rapide des eaux et l'assèchement des terres basses. Un tel résultat s'obtient en augmentant la pente du cours d'eau et en supprimant les seuils ou tout autre obstacle pouvant ralentir le courant, en agrandissant le canal (travaux de reprofilage, de creusage et d'élargissement) ou encore en racourcissant le trajet par la suppression des méandres (travaux de redressement) (Saint-Yves 1983). L'enlèvement des arbres et arbustes sur les rives, pour permettre ou faciliter le passage de la machinerie lourde, est une conséquence presque inévitable de ces travaux.

En plus de changer la morphologie du canal et la vitesse du courant, ces interventions ont un impact sur les autres facteurs abiotiques du milieu. La composition granulométrique du substrat peut être complètement modifiée par les travaux de creusage et l'accumulation de sédiments provenant de l'érosion des berges dénudées. L'érosion accroîtra également la turbidité de l'eau. De plus, la disparition de la végétation génératrice d'ombre des berges modifie le régime thermique du cours d'eau et prive le milieu aquatique d'apports organiques allochtones (débris végétaux, feuilles...) essentiels au maintien des communautés benthiques.

Les bouleversements abiotiques ont à leur tour, des répercussions sur la

flore et la faune. Les pertes d'habitats et de ressources alimentaires, ainsi que le changement de la qualité de l'eau sont parmi les modifications auxquelles les organismes benthiques doivent faire face. A la suite de travaux d'aménagement de cours d'eau, on observe souvent des réductions accentuées de la densité, de la diversité et de la biomasse des invertébrés et des poissons. Les nouvelles conditions du milieu ne répondent plus nécessairement aux exigences des espèces présentes. La disparition ou la raréfaction de certaines espèces, et l'apparition ou la prédominance d'espèces opportunistes modifieront la structure de la communauté. Les changements fauniques aux niveaux trophiques inférieurs se répercuteront dans la chaîne alimentaire, entrainant des ajustements aux niveaux trophiques supérieurs.

Ce travail vise à résumer et illustrer l'impact de travaux d'aménagement des cours d'eau sur les communautés benthiques des milieux lotiques. Nous passerons d'abord en revue les grands systèmes de classification biologique des cours d'eau. Nous ferons une synthèse des travaux portant sur les réactions du benthos face à un ou à plusieurs paramètres abiotiques: les conséquences d'une modification du régime hydrique, du substrat, du régime thermique, du couvert végétal et de la qualité physico-chimique de l'eau seront tour à tour examinées. Nous verrons ensuite les répercussions des changements produits au sein des communautés benthiques sur les communautés de niveau trophique supérieur, en particulier sur les poissons. La conclusion visera à intégrer toutes ces informations, et à proposer des recommendations compatibles avec les problèmes spécifiques au Québec.

2. CLASSIFICATION DES COMMUNAUTES BENTHIQUES

Différentes classifications des communautés benthiques visent à caractériser les milieux lotiques. Des approches distinctes prévalent en Europe et en Amérique; le concept de zonation des cours d'eau est utilisé en Europe mais il tend à être remplacé en Amérique par le concept du continuum fluvial. La classification et la caractérisation des communautés benthiques des milieux pollués est également présentée.

L'exposé qui suit n'est pas exhaustif; nous avons sélectionné les méthodes les plus utilisées en Europe et en Amérique. La description de ces méthodes est brève et le lecteur pourra se référer aux textes de base s'il veut obtenir plus de précisions.

2.1. La zonation des cours d'eau

Les caractéristiques physiques des ruisseaux et rivières (courant, température, pente, profondeur, substrat...) changent de la tête à l'embouchure. Il est donc possible de distinguer le long d'un réseau hydrographique des zones typiques déterminées par un ensemble d'attributs physiques. La transformation des caractéristiques physiques du milieu influencera inévitablement la faune aquatique et on peut s'attendre à ce qu'une zonation biotique s'établisse en réponse à cette zonation abiotique (Hynes 1970). Celle-ci a été mise en évidence chez les poissons ainsi que chez de nombreux groupes d'invertébrés. Hynes (1970) en dresse une longue liste.

Le compte-rendu qui suit est tiré largement de trois importantes revues de littérature traitant de la zonation des cours d'eau. Ce sont celles de Illies & Botosaneanu (1963), Hynes (1970) et Hawkes (1975).

2.1.1. Zonation ichtyologique

En Europe, une zonation basée d'abord sur l'ichtyofaune a été développée. Huet (1946, cité dans Botosaneanu 1979) a observé que,

"Dans un territoire biogéographique déterminé, des eaux courantes de même importance quant à la largeur et la profondeur, et possédant des pentes comparables, ont des caractères biologiques et spécialement des populations piscicoles analogues".

Il devenait donc possible de prédire la composition piscicole d'une rivière à partir de quelques données physiques. Huet a décrit 4 zones successives se rencontrant dans les cours supérieurs et inférieurs des eaux courantes: les zones à truite, à ombre, à barbeau et à brème.

La simplicité du modèle le rendait attrayant du point de vue pratique. Il a cependant soulevé plusieurs critiques. Illies et Botosaneanu (1963) ont reproché au modèle de se baser uniquement sur l'étude du courant et de négliger la température et l'ensemble des autres facteurs. Hynes (1970), pour sa part, en souligne le côté régionaliste. Les zones ne sont valables que pour des régions géographiques assez restreintes, puisqu'elles sont caractérisées par les poissons qui habitent ces eaux. Le modèle ne semble

pouvoir s'appliquer au-delà de quelques 1000 km à cause de différences dans la faune, l'altitude et le climat. Smith (1957, cité dans Hawkes 1975) mentionne qu'il est difficile d'obtenir une zonation stricte et généralement valable en se basant sur des animaux aussi mobiles que les poissons. Il propose d'utiliser le zoobenthos comme base de la zonation des eaux courantes.

2.1.2. Rhithron et potamon

Illies & Botosaneanu (1963) considéraient qu'il était parfaitement logique de vouloir réaliser une classification des eaux courantes par zonation. Ils ont cherché à établir un système universel qui s'appliquerait à tous les cours d'eau. Leurs travaux sont basés sur des données provenant de rivières de différents continents. Ils observent que les changements fauniques enregistrés dans le benthos le long d'un cours d'eau ne sont pas graduels: à certains endroits il y a d'importantes modifications dans la composition des communautés. En tenant compte de ces modifications, on peut réaliser une division du cours d'eau qui s'accorde avec la zonation piscicole. La zone de plus grand changement, correspondant à la limite inférieure de la zone à ombre, partage le milieu en deux régions: le rhithron en amont et le potamon en aval (Figure 1) (Botosaneanu 1979; Illies & Botosaneanu 1963).

Le rhithron correspond à la région qui s'étend de la source au point où la température moyenne du mois le plus chaud atteint 20°C. La vitesse du courant est grande et la concentration d'oxygène dissous est toujours élevée.

Le substrat est dur, composé de roc, de pierres ou de graviers avec occasionnellement des taches de sable ou d'argile. On y retrouve une faune sténotherme (ne tolérant qu'un faible écart de température) d'eau froide composée d'espèces associées aux eaux courantes et bien oxygénées.

Dans le potamon, la température mensuelle moyenne dépasse 20°C au moins une fois au cours de l'année. Le courant est lent et laminaire, et le substrat est généralement de sable ou de vase. Dans les bassins plus profonds, la pénétration lumineuse est limitée et l'oxygène dissous peut manquer. La faune est eurytherme (pouvant tolérer un grand écart de température) ou sténotherme d'eau chaude. Les espèces sont caractéristiques des eaux calmes.

Le système de classification a été raffiné par l'ajout de subdivisions portant le nombre total de zones à huit. Illies (1953, cité par Illies & Botosaneanu 1963) a démontré que les limites entre les zones se situent au niveau des confluences principales. A ces endroits, le débit est considérablement modifié, ce qui entraine des changements importants des autres caractéristiques physio-chimiques du cours d'eau (température, chimie, substrat...) et conséquemment de ses caractéristiques faunistiques. La zonation se présente comme suit: les eaux de tête se divisent en eucrénon (uniquement s'il y a une source véritable) et hypocrénon. Du ruisseau rocailleux à la petite rivière, on retrouve l'épirhithron, le métarhithron et l'hyporhithron. Les grandes rivières et les fleuves comprennent l'épipotamon, le métapotamon et l'hypopotamon.

La nature, les exigences de vie et la distribution des communautés benthiques ont été décrites de façon à s'inscrire à l'intérieur de ce schéma. Des espèces furent associées aux zones (Tableau 1) et des associations décrites. Mais cette étude est plutôt autécologique (dont les considérations se rattachent aux populations et non pas aux communautés); la présence ou l'absence de l'espèce est le seul critère pris en considération dans la description des associations et on néglige l'abondance relative. Avec cette classification, les mêmes espèces pourraient être présentes mais dans des proportions totalement différentes et un tel changement dans la structure de la communauté passerait inaperçu (Hynes, 1961).

Les critiques majeures faites à cette classification se rapportent au concept même de zonation. Backiel (1964, cité dans Hawkes 1975) soulève le problème de la délimitation des zones. Il avait observé que les limites entre deux zones piscicoles correspondaient à des zones-frontières parfois aussi larges que les zones qu'elles séparaient et que les changements dans la composition des espèces se produisaient plutôt graduellement. Les zones ne pouvaient donc être considérées comme des entités écologiques aux limites bien définies et par conséquent, n'étaient utiles que d'un point de vue descriptif. D'autres chercheurs considèrent qu'il faut plutôt parler de transition que de zonation (Hynes 1970; Thorrup 1966, cité dans Hawkes 1975).

D'autres considérations limitent l'utilisation de ce système de classification. D'une part, la zonation des rivières telle que présentée par Illies et Botosaneanu a été peu utilisée en Amérique et pas du tout au Québec. La concordance entre les espèces et les zones n'y a jamais été

définie (P.P. Harper, comm. pers.). D'autre part, les travaux d'aménagement de cours d'eau, la pollution, le déboisement affectent la zonation naturelle des milieux lotiques (Hynes 1970). Les impacts seront différents en regard des caractéristiques (courant, température...) de la zone où ils se produisent et les communautés caractéristiques de ces zones ne réagiront pas nécessairement de la même façon. Dans ces conditions, l'utilisation de ce système de classification est pour ainsi dire impossible.

2.2. Le continuum fluvial

Ce concept récent en est encore à se préciser. Vannote et al. (1980) en ont décrit les principes directeurs et quelques travaux ont permis d'en vérifier les hypothèses (e.g. Hawkins & Sedell 1981; Naiman 1983; Minshall et al. 1983). Dans un réseau fluvial, de la tête des eaux à l'embouchure, il s'établit un gradient continu de conditions physiques changeantes (profondeur, largeur, vélocité, débit, température...). La composition des communautés biotiques devrait refléter ces changements et l'on devrait observer un continuum d'ajustements à l'intérieur de ces communautés.

L'ordre d'un cours d'eau est un paramètre de structure: un ruisseau est d'ordre 1 jusqu'à ce qu'il rencontre un autre ruisseau d'ordre 1; une jonction donne un ruisseau d'ordre 2; lorsque ce ruisseau d'ordre 2 se joint à un autre d'ordre 2, ils forment un ruisseau d'ordre 3, etc... Ce paramètre est commode, car il est ordinairement associé à d'autres paramètres physico-chimiques. Selon Naiman (1983) l'ordre intègre plusieurs données morphologiques et physiques caractéristiques du cours d'eau, mieux que

n'importe quel paramètre unique. Ainsi, la largeur et la profondeur d'un cours d'eau augmentent en meme temps que l'ordre alors que la pente diminue (Platts 1979). Le substrat, la température, le régime hydrique varient le long de l'axe fluvial. Pour des cours d'eau de meme ordre, ces facteurs abiotiques se ressemblent. La structure et la fonction des communautés sont reliées à ces facteurs abiotiques; donc, pour des cours d'eau de meme ordre, on s'attend à observer le meme genre de communautés.

On peut tenter de caractériser les communautés lotiques en trois points du continuum. La Figure 2 montre les diverses transformations observables le long d'un réseau fluvial. Dans les ruisseaux de tête, d'ordre 1 à 3, la végétation riparienne joue souvent un rôle très important; l'ombrage que procure la couverture végétale est responsable de la faible production autotrophe. Les communautés seront davantage dépendantes des matériaux allochtones (feuilles, branches...) provenant de l'écosystème terrestre. A ce niveau du réseau fluvial, la respiration (R) excède la production primaire (P) de l'écosystème aquatique (P/R < 1). Dans les rivières de taille moyenne, d'ordre 4 à 6, la situation est différente. Le lit est plus large, moins ombragé par la végétation riparienne et la pente est plus douce. Ce secteur du réseau fluvial est beaucoup moins dépendant des apports terrestres, la production autotrophe des algues et des plantes aquatiques étant suffisamment importante (P/R > 1). Le changement est surtout relié au degré de couverture et se produira sur des rivières d'ordre différent selon la végétation en place. Il surviendra dans les cours d'eau de troisième ordre dans les forêts de feuillus et dans quelques forêts conifériennes (Minshall 1978). Dans les rivières plus larges, d'ordre supérieur à 6, la végétation riparienne a peu

d'effets mais la respiration excède la production (P/R < 1) car la profondeur et la turbidité limitent la pénétration de la lumière et en conséquence, la production primaire.

A l'intérieur des communautés benthiques, les organismes sont catégorisés selon leur mécanisme d'acquisition de nourriture plutôt que selon leur régime alimentaire (Cummins & Klug 1979). La composition des communautés benthiques le long du gradient reflétera la disponibilité et la présence des différentes ressources alimentaires (Figure 2). Cummins (Cummins & Klug 1979; Merritt & Cummins 1978; Cummins 1974) a défini les principaux groupes trophiques de ces communautés. Les "déchiqueteurs" (shredders) se nourrissent de grosses particules de matériel végétal (Coarse Particulate Organic Matter, CPOM > 1 mm). La biomasse microbienne colonisant ces détritus en augmente la qualité nutritive non seulement à cause de sa valeur alimentaire intrinsèque mais aussi parce que les bactéries assurent une prédigestion des détritus, les rendant ainsi plus facilement assimilables pour les macroinvertébrés. Ceux-ci sélectionnent le matériel le plus colonisé par les microorganismes. Les "collecteurs" (filtering collectors et gathering collectors) se nourrissent de fines particules filtrées ou ramassées sur le fond (50 um < Fine POM < 1 mm et 0.5 um < Ultrafine POM < 50 um). Comme dans le cas des "déchiqueteurs", ils sont dépendants de la biomasse microbienne associée à ces particules. Les "racleurs" ou "brouteurs" (scrapers or grazers) s'alimentent principalement de périphyton. Ils possèdent des adaptations morphologiques qui leur permettent de se maintenir sur des surfaces exposées, dans le courant (branchies formant une sorte de ventouse, applatissement dorso-ventral...). Les "prédateurs" (piercers and engulfers) se nourrissent

d'autres invertébrés vivants.

D'une façon générale, on observe une diminution de la taille des détritus végétaux (CPOM - FPOM - UPOM) le long de l'axe longitudinal des réseaux fluviaux (Figure 2). L'hypothèse de base qui sous-tend le concept du continuum fluvial est la suivante: les communautés benthiques devraient être dominées par les "déchiqueteurs" et les "collecteurs" dans les ruisseaux de tête, par les "brouteurs", dans les cours d'eau de taille moyenne, là où la productivité primaire est plus élevée et finalement, par les "collecteurs", dans les rivères larges de l'aval où la taille des particules est généralement petite. L'importance des "prédateurs" devrait varier peu en fonction de l'ordre de la rivière (Vannote et al. 1980).

L'hypothèse a été testée au cours d'une étude menée par l'équipe de Minshall et al. (1983) dans quatre régions distinctes du nord des Etats-Unis sur des cours d'eau d'ordre 1 à 7, relativement peu perturbés et situés approximativement à la même latitude. Tel que prédit, les "déchiqueteurs" sont plus abondants dans les ruisseaux de tête et déclinent rapidement en aval. L'importance des "collecteurs", quoique variable en fonction des saisons, augmente graduellement vers l'aval. Cependant, la distribution des "brouteurs" et des "prédateurs" n'est pas conforme à l'hypothèse initiale. Minshall et al. (1983) attribuent ces écarts aux prédictions du modèle à l'action de facteurs locaux qui modifient sur une petite échelle les caractéristiques abiotiques ou la qualité et la quantité de nourriture disponible. Ils concluent que cette étude supporte l'hypothèse selon laquelle un changement graduel se produit dans la structure et la fonction de

. l'écosystème le long du réseau fluvial. Certains ajustements théoriques sont cependant nécessaires: toute la séquence de changements graduels d'espèces peut être déplaçée vers l'amont ou l'aval, ou meme répétée dans un cours d'eau, entre autre à cause de la présence de tributaires, d'accidents de terrain, ou de changements brusques d'altitude.

Une autre étude, menée au Québec dans des cours d'eau (ordre 1,2,5,6 et 9) de la Côte Nord (Naiman 1983), a démontré que le concept du continuum fluvial peut etre étendu à l'échelle du bassin hydrographique. Cette fois-ci, l'étude concernait les variations du métabolisme (consommation et production d'oxygène) du matériel végétal (mousse, périphyton, macrophytes, CPOM, FPOM) observées le long du réseau fluvial.

2.3. Classification des milieux pollués

Illies & Botosaneanu (1963) soulignent que dans tous les cas où on constate des modifications dans la faune sous l'influence de la pollution ou d'autres activités humaines, la délimitation et l'étude des biocénoses deviennent considérablement plus difficiles et parfois même, impossibles. En effet, la classification des communautés benthiques établie à partir de travaux faits dans des eaux non polluées et non perturbées ne peut servir dans les eaux polluées, car les communautés benthiques sont influencées par des sources de pollution ou par des travaux d'aménagement de rivières. De nombreuses études ont été entreprises pour tenter de caractériser la faune de ces milieux perturbés. Les macroinvertébrés sont souvent utilisés car leur mobilité relativement faible les rend particulièrement vulnérables aux

perturbations environnementales (Wilhm 1975).

Diverses méthodes ont été mises au point pour évaluer le degré de pollution des cours d'eau à partir de l'analyse des communautés benthiques: le calcul d'indices mesurant la diversité des communautés, l'utilisation d'espèces indicatrices de pollution, ou le calcul d'indices biotiques. Wilhm (1975) a fait une revue de littérature sur le sujet. Nous ne décrirons que brièvement quelques unes de ces méthodes.

2.3.1. Indices de diversité

La diversité des communautés peut être utilisée pour évaluer la qualité de l'eau. En effet, une grande diversité est généralement indicatrice d'eaux propres. Les eaux polluées imposent un ou plusieurs facteurs limitants qui restreignent le nombre d'espèces (Olive & Dambach 1973). Un milieu pollué sera composé d'un petit nombre de taxons différents aux effectifs souvent élevés alors qu'un milieu exempt de pollution sera représenté par un grand nombre de taxons aux effectifs modérés (Hilsenhoff 1977).

L'indice de diversité le plus utilisé est celui de Shannon-Weiner (Wilhm & Dorris 1968)). Cet indice établit une relation entre le nombre d'espèces, le nombre d'individus par espèce et l'effectif total de la communauté, mais ne prend pas en considération la nature des espèces. Dans les eaux non polluées, l'indice de diversité sera élevé (3 ou davantage) alors que dans les eaux polluées la valeur sera inférieure à 1. Cet indice est surtout utilisé pour comparer des résultats séquentiels obtenus à des stations

différentes ou à des temps différents, dans un même cours d'eau. L'utilisation de cet indice pour évaluer l'impact de la pollution a fait l'objet de nombreuses critiques et il doit être employé avec circonspection (Platts et al. 1983).

2.3.2. Méthode des saprobies

L'utilisation d'espèces indicatrices de pollution a mené au développement de la méthode des saprobies (Kolkwitz & Marson 1908, cité dans Tuffery 1976). Celle-ci est basée sur la classification des organismes selon leurs exigences ou leurs préférences face aux conditions créées par la pollution des eaux par des matières organiques. Elle part du principe qu'une rivière a un pouvoir d'auto-épuration et que, lorsqu'elle reçoit une certaine quantité de matières organiques, il se forme des zones dont le degré de pollution va en décroissant vers l'aval et dans lesquelles s'établissent des associations d'organismes caractéristiques appelées saprobies. Les saprobies, des eaux les plus polluées aux eaux propres, sont les suivantes: les thiosaprobies, les polysaprobies, les mésosaprobies alpha et beta, et les oligosaprobies. Le principal désavantage de cette méthode est qu'elle recquiert une identification des organismes à l'espèce, car il existe souvent des différences fondamentales dans l'écologie des espèces d'un même genre (Tuffery 1976). La méthode des saprobies n'a presque jamais été utilisée en Amérique du Nord (P.P. Harper, comm. pers.). Pour le Québec, son utilisation exigerait le développement des connaissances actuelles en taxonomie et en biogéographie.

2.3.3. Indices biotiques

D'autres méthodes dérivent du système des saprobies (Verneaux 1976). Les indices biotiques sont calculés à partir des tolérances respectives des organismes aux contaminations organiques. Ces indices tiennent donc compte de la nature des espèces (ou taxons) qui composent la communauté alors que ce n'est pas le cas pour les indices de diversité.

2.3.3.1. En Europe

L'indice biotique de Tuffery et Verneaux (Tuffery 1976; Verneaux 1976; Verneaux & Tuffery 1967), utilisé surtout en France, tient compte non seulement de la composition des communautés mais aussi de leur richesse. Le calcul de l'indice se fait à partir d'un tableau à double entrée: d'une part, des groupes faunistiques classés par ordre croissant de sensibilité à la pollution et d'autre part, des classes d'abondance établies à partir du nombre d'unités taxonomiques présentes dans l'échantillon. Les valeurs de l'indice biotique varient entre 0, pour les eaux les plus polluées et 10, pour les eaux propres.

2.3.3.2. Aux Etats-Unis

Au Wisconsin, Hilsenhoff (1977) a mis au point le calcul d'un indice biotique. L'introduction de matières organiques et de nutriments ainsi que la construction de barrages y sont les principales causes de la détérioration de la qualité de l'eau. A partir de l'étude de la faune de 29 cours d'eau non

pollués et non perturbés et de celle de 24 cours d'eau pollués ou perturbés, il a assigné à chaque espèce une valeur reflétant sa tolérance face à la pollution. L'échelle va de 0, pour les espèces récoltées uniquement dans les eaux très pures, à 5, pour les espèces se retrouvant dans les milieux très pollués ou perturbés. L'indice biotique (B.I.) du cours d'eau s'obtient en faisant la moyenne des valeurs de tolérance des espèces:

$$B.I. = \frac{n \times a}{N},$$

où n correspond au nombre d'individus pour une espèce donnée, a , à la valeur accordée à cette espèce en regard de sa tolérance envers la pollution et N, à l'effectif total. Plus de 1,000 cours d'eau du Wisconsin ont été étudiés. Hilsenhoff (1982) a par la suite, publié un compte-rendu où sont colligés les clés d'identification des principaux groupes d'arthropodes et les valeurs corrigées des indices de tolérance des espèces.

L'indice biotique d'Hilsenhoff permet de faire une comparaison statistique entre deux cours d'eau différents, deux stations différentes ou deux temps d'échantillonnage différents (Narf et al. 1984). La ressemblance de la faune benthique du Québec à celle du Wisconsin permettrait l'utilisation de ces clés et indices pour les cours d'eau du Québec avec bien sur, un certain nombre d'ajustements requis à cause de la position biogéographique particulière du Québec et de sa faune benthique plus riche et plus diversifiée (P.P. Harper, comm. pers.).

3. IMPACT DES TRAVAUX D'AMENAGEMENT SUR LES COMMUNAUTES BENTHIQUES

3.1. Impact général

Hynes (1966) souligne que l'uniformisation de la vitesse du courant, de la morphologie du canal et de la nature du substrat, conséquences directes des travaux de canalisation, mènent à un appauvrissement de la diversité des microhabitats et donc, à un appauvrissement biologique général. A titre d'exemple, un même effort d'échantillonage sur un parcours de rivière rapportait 254 spécimens appartenant à 23 espèces avant des travaux de dragage, mais seulement 23 spécimens répartis en 9 espèces un an après les travaux.

Moyle (1976) a comparé des sections canalisées et des sections non-canalisées d'un ruisseau à truites, en Californie. La biomasse totale de poissons et d'invertébrés dans les sections canalisées était inférieure du tiers aux biomasses observées dans les sections non-canalisées. La composition des communautés benthiques différait: les Limnéphilidés (Trichoptères), espèces d'eaux chaudes et lentes, dominaient dans les sections canalisées alors que les Plécoptères, espèces d'eaux froides, oxygénées et rapides, étaient plus abondants dans les sections non-canalisées. Moyle (1976) considère que l'impact des travaux de canalisation est probablement encore plus grave qu'il n'y parait; au moment de son étude, les travaux de canalisation dataient de 5 ans et les populations avaient déjà pu récupérer en partie. De plus, les sections non-canalisées du ruisseau étaient elles-mêmes perturbées par les pâturages

voisins des rives et par les sections canalisées d'amont.

Dance & Hynes (1980) ont étudié la faune benthique de deux branches d'un ruisseau drainant des terres agricoles dans le sud-ouest de l'Ontario. La branche ouest coulait sur des terres utilisées pour la production laitière et de nombreux paturages s'étendaient en bordure des rives peu boisées. Le courant était très fort au printemps (4200-7840 l/s), mais le ruisseau s'assèchait au cours de l'été pendant une période pouvant atteindre 6 semaines. L'eau atteignait des températures maximales de 28°C. Le libre accès du bétail au cours d'eau et les eaux de ruissellement des fermes, enrichies par le fumier et les engrais, contribuaient à la mauvaise qualité de l'eau. Par ailleurs, les rives de la branche est étaient cinq fois plus boisées et le ruisseau ne tarissait pas durant l'été. Le débit ne marquait pas d'aussi fortes fluctuations; il atteignait 2000 l/s au printemps et 50-170 l/s pendant l'été. La température maximum enregistrée était de 20°C. D'une manière générale, la qualité de l'eau était meilleure: moins de matières en suspension, moins de nutriments et une plus grande concentration d'oxygène dissous.

Dance & Hynes (1980) considèrent l'assèchement du cours d'eau durant une partie de l'été comme l'événement le plus dommageable pour les populations benthiques. Les modifications du régime thermique ainsi que la piètre qualité de l'eau sont deux autres facteurs importants de perturbation. La diversité en espèces associées aux eaux claires, principalement des Plécoptères, Ephéméroptères et Trichoptères, était moins importante dans les deux branches du ruisseau que dans des ruisseaux témoins non perturbés, indiquant par là

l'existence d'une pollution agricole dans les deux milieux. Cependant, il y avait 20% moins d'espèces représentant les taxons associés aux eaux propres dans la branche ouest. Les espèces présentes étaient plutôt caractéristiques d'eaux plus chaudes, enrichies et à cours intermittent.

Les changements dans l'abondance et la diversité des communautés benthiques se font en réponse à une série de modifications de l'environnement. Comme le souligne Moyle (1976), l'impact d'un projet de canalisation doit être considéré non seulement à la lumière des répercussions immédiates observées sur la section canalisée, mais aussi à la lumière de changements qui ont eu lieu ailleurs dans le cours d'eau. Si les projets ne sont pas coordonnés, une série de changements pouvant être considérés mineurs lorsqu'examinés un à un, peuvent créer au fil des ans, des bouleversements majeurs.

3.2. MODIFICATIONS DU COURANT

3.2.1. Impact sur le milieu abiotique

Les travaux de canalisation et de drainage des terres agricoles transforment les caractéristiques du régime hydrique. L'élimination des méandres, des successions de rapides ("riffles") et de bassins ("pools"), l'enlèvement de la végétation riveraine et de tout autre obstacle à l'écoulement de l'eau augmentent la vitesse, réduisent la turbulence et uniformisent le courant. Swales (1982) souligne les avantages d'un milieu hétérogène. Les méandres, par exemple, diminuent l'impact des inondations

suite aux crues. D'autre part, les bassins limitent l'érosion en réduisant la vitesse du courant. De plus, ils servent de réserve d'eau en temps de sécheresse (Stuart 1958).

Le drainage des terres humides résulte en une diminution du volume d'eau de percolation. Les réserves d'eau assurées par la nappe phréatique et les terres humides, sont grevées durant les périodes d'étiage et s'épuisent rapidement (Swales 1982). Par conséquent, les périodes d'assèchement des cours d'eau canalisés sont plus fréquentes et plus longues.

Le débit est également affecté. Les valeurs extrêmes sont accentuées, le débit maximum est plus élevé et le débit minimum, plus faible. Suite à l'amélioration de l'écoulement des eaux de ruissellement, les crues printanières sont plus fortes (Dance & Hynes 1980). Et si les problèmes d'inondation sont réglés à l'emplacement des travaux, ils sont souvent amplifiés dans les secteurs en aval (Swales 1982). De plus, un changement de la vitesse et du débit a des répercussions sur la capacité de l'eau à transporter des sédiments, des matières organiques ou des nutriments.

3.2.2. Impact sur la faune benthique

Dans les eaux courantes, la vitesse du courant est un facteur très important qui influence fortement la composition des communautés. Beaucoup d'organismes des eaux courantes ont des préférences ou des exigences quant à la vitesse du courant qui déterminent l'emplacement qu'ils occupent dans le cours d'eau (Fraser 1972; Hynes 1970). Par exemple, Edington (1968) observe que les espèces dominantes de Trichoptères ne sont pas les mêmes dans les sections plus ou moins rapides d'un cours d'eau. Les filets tissés par ces derniers diffèrent par leur forme et par leur résistance au courant; ainsi les espèces adaptées aux eaux moins rapides construisent des filets trop fragiles pour supporter des courants de vitesse plus élevée.

Les cycles vitaux des espèces de milieu lotique sont reliés aux variations saisonnières du débit (Fraser 1972). Hayden et Clifford (1974) ont décrit un Ephéméroptère (Leptophlebia cripida) qui synchronise certains événements de son cycle de développement (migrations) avec ces variations. Il n'est donc pas surprenant que des altérations du débit entrainent des modifications majeures à l'intérieur des communautés.

Une réduction du débit semble entrainer une diminution de la diversité des communautés. C'est ce que Chauvet (1983) observe dans un ruisseau de montagne situé en aval d'un barrage. Les espèces dominantes ne sont plus les mêmes et sont davantage caractéristiques des milieux à courant plus faible; plusieurs espèces de Plécoptères, Trichoptères et Ephéméroptères ont disparu et les Chironomides prédominent. Les Nématodes et les Gastéropodes sont

présents essentiellement aux stations à faible débit.

La dérive (organismes benthiques entrainés par le courant) est un attribut important des communautés d'eaux courantes. L'ampleur et le moment des dérives sont caractéristiques à chaque espèce mais en général, la dérive se produit la nuit et aux saisons de fort débit. La densité des organismes, la vitesse du courant et la lumière servent d'éléments déclencheurs (Waters 1972). La dérive assure la colonisation des secteurs en aval et est une source importante de nourriture pour plusieurs espèces de poissons. L'augmentation ou la diminution du débit peut parfois etre la cause de dérives catastrophiques qui pourront modifier considérablement la composition de la communauté benthique (Ward & Stanford 1980). Minshall & Winger (1968) mentionnent qu'une réduction du courant peut forcer le départ d'un grand nombre d'invertébrés, vidant certains secteurs d'une large proportion de ses habitants. Dans ces conditions, la dérive peut se produire de jour et les organismes en dérive risquent d'être plus vulnérables à la prédation par les poissons.

L'élimination des méandres et des successions de rapides et de bassins crée des milieux uniformes avec des communautés benthiques peu diversifiées (Lefeuvre & Soulard 1981; Cuinat 1980b). En milieu non perturbé, cette alternance de zones d'eaux calmes et d'eaux rapides assure des vitesses de courant, des quantités de lumière, des profondeurs et des substrats variables (Hill 1976). Une plus grande diversité d'habitats, d'abris et de nourriture sont alors disponibles pour les organismes (Blair 1973).

Sur une plus petite échelle, l'uniformisation de la vitesse d'un cours d'eau coulant sur un lit nivelé et débarassé de tout obstacle est également responsable de la diminution de la diversité faunique. Hynes (1970) souligne que les substrats rocheux, en offrant une variété de vitesses de courant sur une petite surface, permettent l'établissement de nombreuses espèces aux exigences différentes, favorisant ainsi des communautés plus diversifiées.

L'augmentation de l'importance des crues et des inondations peut être dommageable pour la faune benthique. Les communautés benthiques supportent des crues modérées mais réagissent moins bien au-delà d'un certain seuil. Les coupes forestières, par leur action sur les eaux de ruissellement et sur l'ampleur des crues, réduisent du même coup la densité et la richesse de la faune en place (Hynes 1970).

Les travaux de drainage favorisent l'assèchement estival des petits cours d'eau. Ceci a des répercussions importantes sur les communautés benthiques. Certaines espèces sont capables de supporter une courte période de sécheresse, mais si celle-ci se prolonge ou se produit à un moment inattendu, les organismes sont éliminés (Hynes 1970). Cette situation peut être des plus catastrophiques pour les communautés benthiques (Dance & Hynes 1980). Seuls survivent les taxons ayant atteint le stade adulte avant la période de sécheresse, ou encore les taxons qui possèdent des adaptations spéciales (stades immatures arrivant à survivre enterrés dans la boue ou dans les eaux stagnantes et chaudes des petites mares; oeufs résistant à des périodes de sécheresse...). Ces taxons (certains Coléoptères, Chironomides, Crustacés...) sont caractéristiques et dominants dans les communautés des

ruisseaux temporaires (Wright et al. 1984; Williams & Hynes 1977, 1976).

3.3. MODIFICATIONS DU SUBSTRAT

3.3.1. Impact sur le milieu abiotique

Le creusage, le reprofilage et le redressement des cours d'eau, ainsi que les opérations connexes comme l'enlèvement de la végétation riveraine, altèrent profondément la nature du substrat. La composition granulométrique est changée, conséquence de l'enlèvement mécanique de matériaux et d'une sédimentation plus importante reliée à la dénudation des berges et des terres avoisinantes. Le dragage peut occasionner le changement d'un substrat à prédominance de gravier par un substrat sableux et limoneux (Swales 1982). Le substrat est modifié par le dépot de sédiments fins érodés et transportés par les eaux de ruissellement.

La stabilité du lit d'un cours d'eau peut aussi être affectée par les travaux de canalisation. Dans les conditions naturelles, il existe un équilibre entre la morphologie du canal et le régime hydrique du cours d'eau et par conséquent, la taille des particules du substrat demeure assez constante à l'intérieur des limites imposées par les variations saisonnières de débit. Toute modification de la morphologie du canal affectera la nature du fond (Swales 1982). Un substrat instable peut résulter des transformations occasionnées par le creusage, et selon la nature du substrat original, le retour à un nouvel équilibre peut être très long.

3.3.2. Impact sur la faune benthique

La nature du substrat est un facteur déterminant qui affecte la distribution et l'abondance des espèces (Cummins & Lauff 1969). Des espèces différentes caractérisent les communautés qui colonisent les substrats mous ou les substrats durs et en général, les substrats rocailleux des rapides sont plus riches en espèces et ont une plus grande biomasse totale que les bassins sablonneux ou limoneux (Hynes 1970). On peut donc s'attendre à des modifications des communautés à la suite de travaux de dragage dont résultera une sédimentation plus importante.

L'analyse de la microdistribution des espèces permet de se faire une idée plus précise des exigences de ces dernières quant à la nature du substrat. Tous les taxons ne semblent pas être affectés dans la même mesure. Une étude de la colonisation de substrats à granulométrie différente (14, 24, 48 et 96 mm) démontre qu'un peu plus de la moitié des taxons se sont distribués indépendamment de la taille des particules du substrat (Khalaf & Tachet 1980). Williams (1980) a évalué l'importance de l'hétérogénéité du substrat. Quatre substrats artificiels à degré d'hétérogénéité différents (bas, moyen, élevé-mélangé et élevé-étagé) ont été exposés à la colonisation pendant 28 jours; 39% des espèces n'ont démontré aucune préférence pour un substrat en particulier alors que 26% et 35% d'entre elles avaient respectivement une nette et une légère préférence pour un type de substrat.

La présence de végétation et de matière détritique favorise généralement une densité et une diversité plus élevées (Hynes 1970). Dans certains cas,

ces facteurs ont une influence suffisamment marquée pour masquer la discrimination opérée par les animaux vis-à-vis de la granulométrie. Williams (1980) a obtenu des densités équivalentes d'organismes détritivores sur des substrats à degré d'hétérogénéité différents, mais sur lesquels des détritus s'étaient accumulés, démontrant ainsi que la présence de matière détritique influence davantage la microdistribution de ces organismes que le degré d'hétérogénéité du substrat.

3.3.2.1. Modification de la granulométrie

La faune des grandes rivières, établie dans des substrats par nature plus fins, est également affectée par des changements de la composition du substrat. La comparaison du benthos de stations draguées (substrat: gyttja) il y a 40 ans avec celui de stations témoins (substrats de vase ou de sable et cailloux) laisse voir des différences attribuables à la nature du substrat; une densité totale de macroinvertébrés plus élevée aux stations non-draguées, une abondance relative et une composition faunistique différentes (Haynes & Makarewicz 1982). L'extraction de sédiments (sable, graviers, cailloux) dans le lit de la rivière Allier en France et le rejet des fines particules dans l'eau a eu pour conséquence de diminuer la densité de la quasi-totalité des invertébrés benthiques sauf les Oligochètes et les Mégaloptères (Cuinat 1980a).

Les travaux de canalisation entrainent une augmentation de la charge sédimentaire et les sédiments affectent les communautés benthiques (Saint-Yves 1984, 1983; Cordone & Kelley 1961). Une diminution du nombre

total d'espèces et un changement dans la composition de la communauté résultent de la déposition de sable ou de limon sur un substrat pierreux; les Ephéméroptères, les Plécoptères et les Trichoptères disparaissent partiellement, alors que les Chironomides sont favorisés (Hynes 1970).

La densité et la diversité sont largement affectées par la sédimentation; Welch et al. (1977), ont examiné la faune de 12 ruisseaux de régions agricoles du Nouveau-Brunswick et l'ont comparée à celle de 10 ruisseaux témoins. Des dommages reliés à l'accumulation de sédiments ont été décelés dans tous les ruisseaux en milieu agricole, quelle que soit la nature du substrat original. Dans certains cas, le fond était entièrement recouvert de sable et de limon; par rapport à la faune des ruisseaux témoins, les Trichoptères, Ephéméroptères, Plécoptères et Diptères accusaient des diminutions de densité, alors que les espèces considérées comme sporadiques, dont les Coléoptères et les Simuliidés, étaient plus fréquentes et abondantes dans les ruisseaux en milieu agricole. Welch et al. (1977) notaient également un accroissement de l'abondance relative des Chironomides alors que celle des Ephéméroptères et des Plécoptères baissait. Les Trichoptères se maintenaient dans les mêmes proportions. Welch et al. (1977) attribuent ce changement à l'augmentation de 69% de la sédimentation et à la contamination chimique. En général, on constate une diminution de l'abondance et de la diversité des Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères dans les cours d'eau qui subissent annuellement des travaux de canalisation. Par contre, les Chironomides et les Oligochètes continuent d'y être abondants (Nuttall & Bielby 1973; Etnier 1972; Morris et al. 1968).

Les sédiments recouvrent le substrat original, bouchent les interstices, privant ainsi un grand nombre de macroinvertébrés d'habitats auparavant disponibles. La productivité des communautés en est ainsi diminuée (Lemly 1982; Cuinat 1980b). Pour les organismes benthiques, la destruction d'habitats convenables représente une des conséquences les plus graves des travaux de canalisation (Hansen 1971). De plus, le remplissage des interstices élimine les endroits où peuvent s'accumuler et être retenus les détritus végétaux, importante source de nourriture pour les invertébrés.

Les effets occasionnés par une augmentation de la sédimentation sont proportionnels à la quantité de sédiments déposés. Par exemple, la densité des communautés benthiques enregistrée juste en aval d'importants déversements argileux d'une usine de porcelaine était 36 fois moins élevée qu'aux stations témoins (Nuttall & Bielby 1973).

3.3.2.2. Augmentation de la charge sédimentaire

Les particules en suspension affectent les organismes benthiques. Gray & Ward (1982) ont observé une chute de la densité des Chironomides de 90% deux semaines après le début des rejets de sédiments. Les tubes des larves ont pu être colmatés par les particules en suspension affectant ainsi la respiration ou l'alimentation des larves. Dans un ruisseau des Appalaches, les Trichoptères et les Diptères filtreurs ont été éliminés (ou leur densité fortement réduite) par l'accumulation de particules inorganiques dans les filets leur servant à filtrer l'eau (Lemly 1982). Dans des rapides pollués par une augmentation de la charge sédimentaire, plusieurs Ephéméroptères et

Plécoptères ont été entièrement recouverts par une couche de particules inorganiques (Lemly 1982); celles-ci adhèrent solidement au corps et aux branchies, entravent la respiration et peuvent causer la mort par suffocation.

L'augmentation de particules en suspension amorce ou accentue la dérive chez bon nombre d'organismes benthiques (Rosenberg & Snow 1975). Gray & Ward (1982) observent une plus grande densité d'Oligochètes dans la dérive suite à une augmentation de la charge sédimentaire. Dans les sections canalisées de la rivière Little Sioux, Iowa, Hansen (1971) note que les invertébrés dérivent plus longtemps et probablement sur de plus grandes distances parce que le lit uniformisé et couvert de sédiments offre peu de sites adéquats pour l'attachement. L'importance de la dérive varie en fonction des taxons, mais aussi en fonction des saisons. Rosenberg & Weins (1978) ont constaté une augmentation de la biomasse des organismes en dérive due à l'ajout de sédiments, 5 fois plus forte en septembre qu'en août. Selon eux, c'est le résultat d'une activité plus intense des organismes benthiques à l'automne. Durant l'été, plusieurs espèces entrent en diapause ou s'enfouissent, évitant ainsi les sécheresses ou les températures trop élevées, et plusieurs émergent avant la fin de l'été; en somme, moins d'espèces réagissent à une addition de sédiments à l'été qu'à l'automne.

3.3.2.3. Etablissement de substrats instables

Lenat et al. (1981) suggèrent que dans les milieux touchés par la sédimentation, la réaction des organismes est reliée à la stabilité relative

du substrat, qui à son tour dépend du courant. Dans des conditions de faible débit, des organismes peuvent coloniser les sédiments meubles conduisant ainsi à l'établissement de nouvelles communautés benthiques. Très différentes des communautés de substrat rocheux, elles sont caractérisées par des organismes "brouteurs" opportunistes, et de petite taille. Dans des conditions de faible débit le substrat de sable est assez stable pour permettre la croissance du périphyton qui est un facteur de l'établissement des "brouteurs". La densité moyenne de ces communautés peut dépasser celle des communautés des stations témoins. Les périodes de fort débit rendent le substrat de sable instable et impropre à toute colonisation. Ainsi, selon la date d'échantillonnage, les résultats peuvent différer considérablement. L'effet principal de l'ajout de sédiments sur les zones de substrat dur consiste en une réduction de la surface de colonisation; dans ce cas, la densité des communautés sera réduite mais la diversité ne sera pas affectée. Ces réponses, différentes selon les conditions du milieu, expliquent partiellement les résultats divergents observés dans certaines études sur les effets de la sédimentation sur la densité et la diversité des communautés (Murphy et al. 1981; Rosenberg & Snow 1975; Nuttall & Bielby 1973; Hansen 1971).

Comme le débit et la vitesse du courant influencent le taux de sédimentation, les cours d'eau de pente différente ne réagissent pas de la même façon (Stuart 1958). Là où le gradient est prononcé, les variations accentuées du débit occasionnent des sécheresses plus longues et des crues plus fortes. Les sédiments accumulés durant la période de basses eaux sont balayés par les fortes crues. Ces conditions instables limitent

l'établissement de communautés benthiques. Là où le gradient est faible, les sédiments s'accumulent, rendant ainsi le milieu impropre à l'implantation de plusieurs organismes. De plus, les taxons susceptibles de coloniser un tel milieu risquent d'être perturbés par les travaux de dragage répétés, devenus nécessaires suite à l'accumulation excessive de sédiments.

3.4. MODIFICATIONS DU REGIME THERMIQUE

3.4.1. Impact sur le milieu abiotique

Les travaux de drainage, les modifications apportées à la profondeur, au débit..., affectent le régime thermique des cours d'eau aménagés. De plus, à la suite de l'enlèvement de la végétation riveraine, la température de l'eau est plus élevée en été et accuse des variations quotidiennes plus prononcées. Hynes (1970) souligne que dans les climats tempérés, l'étendue des variations thermiques et le rythme auquel les changements se produisent sont aussi importants que la température maximale atteinte.

Des températures aussi élevées que 32°C sont enregistrées dans des cours d'eau de Pennsylvanie drainant des terres de coupe à blanc (Rishel et al. 1982). Durant l'été, presqu'à tous les jours, la température quotidienne dépasse 21°C et des valeurs aussi élevées que 25°C sont enregistrées dès le mois de mai. Sur des terrains boisés de la même région, le thermomètre ne dépasse que rarement 20°C et la température maximum atteinte est de 22°C.

Les petits ruisseaux, les cours d'eau peu profonds ou à faible débit

estival sont particulièrement sensibles et accusent des changements de température plus importants et plus rapides (Blair 1973).

3.4.2. Impact sur la faune benthique

Toute modification au régime thermique par des altérations de l'environnement, aura donc des conséquences sur les communautés benthiques. Toutes les caractéristiques du régime thermique sont à considérer: températures moyenne, minimum et maximum, durée de chaque palier de température et variations. Les effets sont multiples; directement ou indirectement, ils agissent au niveau des individus, des populations et des communautés.

Les exigences thermiques des organismes benthiques permettent de distinguer des espèces d'eaux froides, des espèces d'eaux chaudes, des espèces sténothermes ou eurythermes. Un changement du régime thermique modifiera la distribution des espèces; des répercussions sur le taux de croissance et la date d'éclosion sont observées (Lehmkuhl 1972). D'une façon générale, les espèces sténothermes sont davantage affectées. Fraley (1979) note que la distribution des organismes benthiques dans des stations échelonnées de part et d'autre d'un réservoir de faible profondeur où la température moyenne, de juin à août, accuse une élévation supplémentaire de 3 à 4°C dans les stations en aval, est fortement reliée aux conditions thermiques. Les communautés en amont sont dominées par des espèces d'eaux froides, celles en aval, par des espèces d'eaux chaudes; des espèces eurythermes sont communes aux deux communautés.

Plusieurs travaux mettent en évidence l'influence de la température sur les diverses étapes du cycle vital des organismes benthiques. Une hausse moyenne de température d'environ 6°C et un maximum de 25,5°C enregistrés en aval d'un déversement d'eaux de refroidissement d'une usine ont eu les conséquences suivantes chez le trichoptère Hydropsyche pellucidula (Fey 1977): absence de diapause, croissance larvaire accélérée et éclosion des adultes devancée de quelques mois. Fraley (1979) observe également une émergence hative dans les stations aval d'une rivière dont les eaux sont réchauffées par le déversement d'eaux d'un réservoir peu profond.

Si la sommation des degrés-jours controle le développement larvaire, les variations de température ont également un rôle important à jouer au niveau de certains processus physiologiques. Un abaissement de la température moyenne quotidienne en deçà de 18°C a empêché l'émergence de Classenia sabulosa (Plécoptère) (Ward & Stanford 1979). L'émergence de Pteronarcys californica (Plécoptère) n'a pas eu lieu à la station située juste en aval d'un barrage en raison de trop faibles fluctuations journalières de température (1,1°C); dans les stations situées en amont et en aval, les fluctuations enregistrées étaient de l'ordre de 5,5°C (Fraley 1979).

Selon Sweeney & Vannote (1978), il existe un régime thermique optimum favorisant le plus grand nombre de paramètres du cycle vital d'un organisme. Pour plusieurs insectes aquatiques, la taille atteinte à l'âge adulte et la fécondité dépendent des conditions de température rencontrées à l'état larvaire. Si elles sont optimales, la taille de l'adulte et sa fécondité

seront maximisées. Si les conditions thermiques diffèrent de quelques degrés en plus ou en moins, les tailles et la fécondité seront moindres.

A l'intérieur des communautés benthiques, l'abondance et la diversité sont affectées. Fey (1977) rapporte que les rejets d'usine thermique causent une hausse de la température de 6,5°C. En amont de ces rejets, les Trichoptères dominent les communautés mais sont beaucoup moins abondants dans les communautés d'aval. Les Hirudinées, rares en amont, dominent en aval.

Fraley (1979) observe trois communautés distinctes sur une rivière où il y a un barrage: une en aval, une en amont et une dans le voisinage immédiat du barrage. Les eaux sont réchauffées par les déversements du réservoir. Certaines espèces sont spécifiques à une seule des trois communautés, alors que d'autres se rencontrent dans tous les milieux bien qu'en abondances différentes. Des 56 taxons identifiés, 4 ne se rencontrent qu'en amont et 14, uniquement en aval. Les Plécoptères semblent les plus affectés par le réchauffement de l'eau et leur densité est moindre à la station située juste en aval du barrage. La diversité est plus faible à cette station et 67% des organismes benthiques appartiennent au genre Hydropsyche (Trichoptère). Ces organismes se rencontrent fréquemment en aval de lacs ou de réservoirs. Fraley (1979) relie leur abondance non pas tant au réchauffement mais plutôt à l'enrichissement des eaux en plancton provenant du réservoir situé en amont. C'est une bonne source de nourriture pour ces organismes filtreurs.

Sur les sites perturbés par une augmentation de la température, la densité des communautés benthiques peut accuser une augmentation (Fraley

1979; Ward 1976). Lehmkhul (1972) note une diminution de la densité et de la diversité là où un barrage occasionne un refroidissement de l'eau pendant l'été. En fait, les modifications du régime thermique entrainent une série de réajustements à tous les niveaux trophiques: cela peut favoriser ou non la croissance des algues, peut réduire ou augmenter la densité des prédateurs... Au bout du compte, les fluctuations de la densité résultent de la combinaison d'une série de réponses et de leurs répercussions sur les autres niveaux trophiques.

La température affecte également les communautés benthiques par ses effets sur la qualité des ressources alimentaires des macroinvertébrés. La qualité nutritive des détritus, la densité des algues périphitiques sont fortement influencées par la température (Cummins & Klug 1979). Anderson & Cummins (1979) ont analysé l'influence de la température, de la valeur quantitative et qualitative des ressources alimentaires sur le taux de croissance de divers groupes trophiques. Les "déchiqueteurs" se nourrissent de feuilles que les microorganismes colonisent, ce qui en augmente la qualité nutritive. La température joue un rôle important en influençant la croissance de ces microorganismes. Elle influence également la croissance des algues, controlant la taille maximum et le nombre de générations, ce qui affecte l'alimentation des "racleurs".

La distance sur laquelle les effets se font sentir varie en fonction d'un grand nombre de facteurs reliés aux caractéristiques physico-chimiques du milieu et à l'amplitude de la perturbation. Dans le cas de la rivière Madison (Fraley 1979), les effets sont considérablement réduits dès la

deuxième station aval, à 20 km du barrage. Sur une autre rivière, Lehmkhul (1972) rapporte que les effets se font sentir jusqu'à 70 km en aval.

Les variations de température observées en milieu non-perturbé assurent une utilisation efficace des ressources du milieu à travers des communautés aux spécialisations trophiques et au développement spatial et temporel différents. Les variations annuelles étalent dans le temps les valeurs optimales de température pour les diverses espèces; cette ségrégation temporelle réduit certainement la compétition à l'intérieur d'un même habitat. Les variations journalières assurent à un plus grand nombre d'espèces une température optimale, quotidiennement, pendant au moins un certain temps (Vannote & Sweeney 1980). Ces variations favorisent ainsi la richesse des communautés benthiques.

Les modifications apportées au régime thermique par diverses interventions humaines affectent les communautés benthiques d'origine; compte tenu de la complexité de la situation, les prévisions restent toujours difficiles à faire.

3.5. EFFETS DE L'ENLEVEMENT DE LA VEGETATION RIVERAINE

3.5.1. Impact sur le milieu abiotique

L'enlèvement de la végétation riveraine modifie le régime thermique (réchauffement des eaux en été), le régime hydrique (augmentation des eaux de ruissellement) et favorise l'érosion (augmentation des particules en suspension et de la sédimentation). Nous avons discuté de ces différents points dans les sections précédentes; il reste à examiner les effets d'une

modification des proportions de matière organique d'origine terrestre et aquatique.

Les eaux courantes sont intimement associées au milieu terrestre. La productivité de ces eaux est largement dépendante des apports extérieurs issus des rives. Dans les petits ruisseaux de tête, les feuilles mortes sont la principale source d'énergie utilisée par les communautés benthiques (Cummins 1974). Par la suite, le matériel végétal déchiqueté et transformé par l'action microbienne est entrainé vers l'aval où il contribue à l'alimentation d'autres organismes.

Dans une large mesure, le couvert forestier controle l'importance relative des sources de matière organique allochtones et autochtones. Un ruisseau ombragé reçoit beaucoup de matière végétale allochtone mais la productivité des algues et des macrophytes aquatiques y est faible à cause de l'ombrage. Dans un cours d'eau faiblement ou nullement ombragé, c'est l'inverse: la productivité des algues est favorisée par les conditions de lumière mais très peu de matériel végétal allochtone vient échouer dans le cours d'eau.

Ceci signifie que toute intervention sur la couverture végétale en bordure du cours d'eau a des répercussions sur l'écosystème aquatique. Ce problème est d'importance pour le Québec puisqu'une grande partie des cours d'eau se retrouve en milieu forestier exploité ou dont l'exploitation est prévue à court ou moyen terme (Moreau et al. 1976).

3.5.2. Impact sur la faune benthique

L'importance relative des sources d'énergie autochtones et allochtones est un des principaux éléments qui détermine la structure et la fonction des communautés. Elle influence l'importance et la répartition des groupes trophiques qui peuvent se développer dans un ruisseau (Cummins & Klug 1979).

Haefner & Wallace (1981b) ont comparé la faune benthique dans un ruisseau de premier ordre à dix ans d'intervalle. Au début, seule une végétation herbaçée colonisait les rives. Au fil des ans, le couvert végétal s'est développé, procurant de l'ombrage au ruisseau. Le robinier faux-acacia, dont les tissus sont riches en azote, s'est ajouté à la végétation initiale. Ces modifications de la végétation terrestre environnante ont provoqué la diminution de la production autotrophe et l'augmentation de la quantité et de la valeur nutritive des détritus allochtones. Les communautés benthiques se sont modifiées: la quantité de "brouteurs" a diminué à cause d'une baisse de la productivité primaire aquatique alors que les "déchiqueteurs" sont devenus plus nombreux après l'augmentation de la qualité et de la quantité des détritus allochtones.

Dans une étude comparative de 6 ruisseaux d'Orégon, Hawkins et al. (1982) observent que le couvert végétal influence l'abondance des divers groupes trophiques. Les ruisseaux sans ombrage abritent une plus grande abondance d'invertébrés. Les "collecteurs" (ramasseurs et filtreurs) et les "prédateurs" y sont mieux représentés. Le développement du couvert végétal restreint la croissance des algues, dont la valeur nutritive est élevée et

est ainsi responsable d'une diminution de la qualité de la nourriture disponible pour les consommateurs. Or, la valeur nutritive des aliments ingérés est considérée comme une variable importante agissant non seulement sur l'abondance des groupes ou taxons mais aussi sur le taux de croissance (Anderson & Cummins 1979; Cummins & Klug 1979).

La façon dont réagiront les communautés ou les groupes trophiques à l'enlèvement du couvert végétal ne semble pas facile à prévoir. Ainsi, Hawkins et al. (1982) n'ont pas observé de diminution des "déchiqueteurs" dans les cours d'eau aux berges dénudées. De même, les "racleurs" étaient moins abondants dans les ruisseaux non-boisés là où pourtant les algues étaient les plus abondantes. Hawkins et al. (1982) ont émis des hypothèses pour expliquer ces écarts au modèle du continuum fluvial. D'une part, la présence de matériel végétal originant des sections boisées situées en amont a favorisé l'établissement de nombreux "déchiqueteurs". D'autre part, la grande accumulation d'algues sur les roches des sections de ruisseau à ciel ouvert est peut-être un empêchement physique majeur qui exclue les "racleurs" de cette zone. Ces contradictions apparentes sont souvent le reflet de la difficulté d'intégrer toutes les coordonnées de l'environnement et Hawkins et al. (1982) concluent à la nécessité de poursuivre les recherches et d'examiner les communautés benthiques selon plusieurs perspectives et diverses analyses.

Les successions végétales terrestres influencent fortement les changements séquentiels du benthos et ceci laisse supposer que la restauration d'une communauté benthique d'origine est un processus à long

terme qui exige le rétablissement de la végétation terrestre initiale (Haefner & Wallace 1981b).

Les petits cours d'eau sont certainement plus dépendants de l'écosystème terrestre que les rivières larges situées en aval (Vannote et al. 1980); un changement de la végétation des berges les affectera davantage (Haefner & Wallace 1981b).

3.6. POLLUTION

3.6.1. Impact sur le milieu abiotique

Les travaux de canalisation et de drainage des terres agricoles peuvent altérer la chimie de l'eau. Les engrais chimiques et les fumiers étendus sur les terres cultivées ainsi que les eaux usées des fermes contribuent à l'enrichissement des eaux de ruissellement et favorisent l'eutrophisation des cours d'eau (Swales 1982). Les biocides, selon leur stabilité et leur solubilité se retrouvent en plus ou moins grande quantité dans les cours d'eau (Hill 1976).

L'augmentation de la charge sédimentaire occasionnée par les travaux de canalisation provoquera l'augmentation des nutriments adsorbés par les sédiments (Swales 1982; Hill 1976; Rosenberg & Snow 1975). Le phosphore et l'azote ont été davantage étudiés, parce qu'ils jouent un rôle plus direct dans les processus d'eutrophisation. Alors que le phosphore se transforme rapidement en produit non soluble, l'azote, retrouvé sous forme de nitrate,

est très soluble dans l'eau (Hill 1976).

Il est important de considérer à la fois les effets à court et à long termes de ces produits introduits dans l'écosystème aquatique. A court terme, la concentration de ces produits dans l'eau est moindre parce qu'une partie est adsorbée par les sédiments. A long terme, cela signifie une rétention des polluants dans l'environnement. Ceux-ci seront éventuellement relachés dans le milieu et transportés ailleurs ou encore, enfouis sous d'autres sédiments (Rosenberg & Snow 1975).

Mentionnons le rôle épurateur des terres marécageuses où l'eau est pour ainsi dire filtrée. D'une part, c'est un lieu de forte sédimentation à cause de la faible vitesse du courant. C'est également un lieu de dénitrification lorsque se rencontrent des conditions anaérobiques. De plus, la végétation aquatique abondante dans ces zones incorpore une quantité substantielle de nutriments. La transformation de ces zones marécageuses en terres cultivables a des répercussions regrettables sur la qualité de l'eau (Hill 1976).

3.6.2. Impact sur la faune benthique

3.6.2.1. Engrais

Hill (1976) mentionne qu'aux Etats-Unis, on note une augmentation considérable de la végétation aquatique, macrophytes et algues, dans les sections canalisées des cours d'eau. Cette croissance est reliée à l'augmentation de nutriments dans les eaux ainsi qu'à une plus grande

pénétration lumineuse, lorsque la végétation riveraine a été coupée. Une augmentation de la productivité primaire devrait favoriser la productivité secondaire (Swales 1982). Mais ce n'est pas toujours le cas et on peut retrouver une faune benthique très appauvrie en raison d'une trop grande charge sédimentaire, d'une instabilité du substrat ou de toute autre modification du milieu causée par les travaux de canalisation (Hill 1976).

De nombreuses études ont été effectuées sur les ruisseaux Grady et Sawmill dans la région sud-appalachienne en Caroline du Nord. La concentration de nitrates était 200 fois plus élevée dans le ruisseau Sawmill. Ceci a favorisé entre autre la croissance des microorganismes (principalement des champignons) qui colonisent les détritus végétaux, améliorant par le fait meme leur qualité nutritive. Ces conditions, ainsi qu'une température plus élevée au ruisseau Sawmill, semblent responsables des hauts taux de croissance observés chez un Plécoptère (O'Hop et al. 1984) et deux espèces de Trichoptère (Haefner & Wallace 1981a). De meme, Krueger & Waters (1983) notent une production plus élevée chez les organismes herbivores-détritivores et chez les carnivores, invertébrés et poissons, dans un ruisseau à concentration de nitrates élevée. La plus grande qualité nutritive des détritus est responsable de l'accroissement de la production des herbivores-détritivores. En conséquence, les carnivores ont aussi une production accrue.

En fait, une concentration élevée de fertilisants dans l'eau favorise à la fois, la production d'algues et la décomposition des détritus (Lenat et al. 1979). Comme les algues et les détritus en association avec les

microorganismes sont à la base de la chaîne alimentaire, on peut donc s'attendre à une augmentation de la densité des organismes benthiques herbivores et détritivores. Par ailleurs, une haute productivité occasionne également une baisse dans la concentration d'oxygène dissous surtout aux endroits où le courant est faible. La diversité des communautés benthiques sera affectée car de telles conditions ne favorisent que quelques espèces tolérantes à de faibles concentrations d'oxygène, comme certains Tubificidés et Chironomides (surtout Chironomus). Donc, en général, la densité augmente mais la diversité diminue (Lenat et al. 1979).

Lemly (1982) observe que l'addition de nitrates et de phosphates associée à une forte sédimentation favorise le développement de colonies bactériennes sur le substrat et sur les organismes benthiques recouverts d'une couche de particules inorganiques (c.f. Section 3.3.2.2). Cette couche sert de milieu d'implantation aux bactéries. Mis à part la possibilité de retrouver des organismes pathogènes, cette présence de colonies bactériennes peut affecter les organismes sur lesquels elles s'installent. La formation de filaments par les bactéries favorise l'accumulation de sédiments pouvant éventuellement mener à la suffocation.

3.6.2.2. Pesticides

Les effets des pesticides sur les communautés benthiques sont peu connus. D'une façon générale, ils réduisent à la fois la densité et la diversité des communautés (Lenat et al. 1979). Courtemanche & Gibbs (1977, cité dans Lenat et al. 1979) ont observé une diminution des Plécoptères, des

Ephéméroptères et des Trichoptères occasionnée par la présence de Sevin dans l'environnement. Cette étude révéla que les Plécoptères étaient particulièrement sensibles à ce genre de pollution, alors que les Chironomides et les Elmidés (Coléoptère) étaient plus résistants. Les communautés benthiques prirent plus d'un an à se rétablir. Eidt (1975) a observé que les Plécoptères et les Ephéméroptères étaient très affectés par un insecticide, le fénitrothion.

Pour leur part, Welch et al. (1977), ont noté une diminution de 64 % des populations benthiques dans des ruisseaux drainant des terres agricoles au Nouveau-Brunswick. Les Ephéméroptères et les Plécoptères furent particulièrement affectés. La culture des pommes de terre prévaut dans cette région. Ce genre de culture protège mal le sol contre l'érosion. De plus, les pommes de terre réclament une grande quantité de produits chimiques, herbicides, pesticides, fongicides. Welch et al. (1977) attribuent la diminution des populations benthiques à la combinaison des effets négatifs reliés à une augmentation de la sédimentation et à la contamination par les biocides. La concentration de nitrates était également plus élevée mais une augmentation de la production des cours d'eau enrichis par les engrais n'a pas été observée. Elle fut probablement masquée par les effets négatifs de la sédimentation et de la contamination chimique.

Les effets des pesticides sur l'écosystème aquatique peuvent être dommageables non seulement sur les communautés benthiques mais aussi sur les populations de poissons. Voici la réflexion de Lenat et al. (1979) à ce sujet:

"Pesticide induced changes in the stream community are rarely apparent to the casual observer but may severely impact fishery potential in North Carolina streams."

4. RETABLISSEMENT DES COMMUNAUTES BENTHIQUES

Le temps de récupération et le succès de la recolonisation d'un milieu perturbé par des travaux de drainage dépend d'une variété de facteurs, tous inter-reliés. Les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du cours d'eau, la sévérité, le moment et la durée de la perturbation ainsi que la disponibilité d'endroits non affectés pouvant assurer la recolonisation sont à considérer (Cairns et al. 1971).

Les perturbations d'ordre physique, comme les travaux modifiant la morphologie des rivières ou l'enlèvement de la végétation riveraine, semblent etre les plus dévastatrices (Neuhold 1981). Si le faciès du cours d'eau a été modifié, la recolonisation par les organismes benthiques se fera après que le cours d'eau ait retrouvé ses caractéristiques physiques. Les méandres, les zones de rapides et de bassins doivent être rétablis. Selon la nature du substrat et du régime hydrique, la récupération peut nécessiter de quelques années à quelques milliers d'années (Neuhold 1981). Si des travaux d'entretien et de réfection sont effectués régulièrement dans le cours d'eau, il est évident que la succession originale de rapides et de bassins ainsi que la faune qui y est associée ne se rétabliront jamais (Swales 1982).

Bien que le dragage soit responsable d'une réduction sévère des organismes benthiques, pouvant affecter plus de 90% de la faune présente, il arrive que le taux de récupération soit assez rapide, c'est-à-dire de l'ordre de quelques mois. Cela dépend dans une large mesure de la présence d'un substrat stable permettant la recolonisation du lit de la rivière par des

organismes benthiques (Swales 1982).

L'enlèvement de la végétation en bordure des cours d'eau affecte considérablement les communautés benthiques. Robertson (1978) a constaté qu'à mesure que la végétation se rétablit, les effets sur la faune aquatique diminuent graduellement, en proportion avec la croissance des plantes. Donc, les modifications notées dans les communautés benthiques risquent de persister tant et aussi longtemps que le couvert forestier n'est pas rétabli. Haefner & Wallace (1981b) arrivent à la même conclusion; la comparaison d'un cours d'eau à dix ans d'intervalle montre bien que le rétablissement de la faune aquatique dépend du rétablissement de la végétation terrestre avoisinante. Les longues successions végétales imposent au benthos un calendrier étalé de changements qui aboutiront éventuellement au rétablissment de la communauté originale.

Lorsque la charge sédimentaire est augmentée, les communautés benthiques sont affectées. Dans certains cas, la récupération peut s'effectuer très rapidement. Un éboulement naturel dans le ruisseau Caribou Bar, Yukon, a occasionné une baisse de 70% des organismes benthiques. La récupération se fit en moins d'un mois en raison d'un bon débit, de la faible quantité de sédiments, de la courte durée du dérangement et de l'existence de sites inaffectés servant de réservoirs pour la recolonisation (Rosenberg & Snow 1975). Gammon (1970, cité dans Rosenberg & Snow 1975) rapporte que le zoobenthos ne requiert que quelques jours pour retourner à la normale lors d'additions répétées de sédiments provenant d'une carrière située en amont, dans un petit ruisseau en Indiana.

Lorsque les perturbations sont plutôt d'ordre chimique, d'origine industrielle, agricole ou domestique, la récupération se fera plus ou moins rapidement selon la durée, l'intensité et l'étendue de la perturbation. L'analyse est plus complexe car la toxicité est différente selon la nature des polluants et leurs effets sur les organismes, qui peuvent en partie dépendre des conditions du milieu (température, débit...). De plus, les divers polluants sont dégradables à différents degrés et peuvent agir en synergie avec d'autres constituants du milieu (Neuhold 1981).

Si certains organismes réapparaissent assez rapidement dans les régions auparavant affectées, la densité et la richesse d'origine prendront un certain temps à se rétablir selon la durée, la sévérité du stress et aussi selon l'existence de sections non affectées qui peuvent servir de sources de colonisation. Il existe, pour les organismes benthiques, plusieurs façons de revenir sur les lieux. Williams & Hynes (1976) ont décrit et mesuré les quatre mécanismes de recolonisation du benthos. La dérive est le plus important (41,4%). Puis, la recolonisation aérienne, c'est-à-dire la ponte des oeufs par des femelles ailées, vient en second (28,2%); les mouvements vers l'amont et les migrations verticales à l'intérieur du substrat assurent le reste de la recolonisation. Ces valeurs sont sujettes à changer selon le moment de l'échantillonnage; sous nos climats tempérés, la colonisation aérienne n'est importante que durant une partie de l'année. Les auteurs concluent que les quatre sources de recolonisation sont importantes et que si l'une ou plusieurs d'entre elles sont bloquées, la composition des communautés benthiques sera différente.

La récupération risque d'être différente selon l'endroit de la perturbation. Globalement, la faune des ruisseaux de tête, caractérisée par des espèces peu tolérantes au changement, est plus vulnérable, alors que les communautés plus complexes des rivières d'aval peuvent supporter un stress plus grand (Neuhold 1981). De plus, les ruisseaux de tête étant davantage hétérotrophes, toute modification du couvert végétal sera beaucoup plus lourde de conséquences.

5. IMPACT DES AMENAGEMENTS SUR LES POISSONS

Si les régimes alimentaires de diverses espèces de poissons font régulièrement l'objet d'études (e.g. Scott & Crossman 1974), il y a bien peu d'informations disponibles sur l'impact des modifications de la composition et de la structure de tailles des communautés benthiques sur l'alimentation des poissons. L'observation d'une diminution conjuguée de la faune benthique et de la faune ichtyienne n'implique pas nécéssairement une relation de cause à effet; les deux groupes peuvent réagir semblablement à une modification de leur environnement. Les quelques travaux qui ont étudié la relation entre les poissons et la faune benthique, se sont principalement intéressés aux Salmonidés, probablement à cause de leur grande valeur sportive et commerciale. De plus, la majorité des études ont évalué l'impact de travaux d'aménagement sur des écosystèmes au départ peu perturbés (ruisseaux de tête, de montagne) qui correspondent bien souvent à l'habitat des truites.

Nous considérerons d'abord les exigences alimentaires des poissons, puis nous analyserons les impacts sur les populations de poissons qu'entrainent des modifications au niveau des communautés benthiques.

5.1. Exigences alimentaires des poissons

Les poissons, particulièrement sous les climats tempérés, sont pour la majorité carnivores, se nourrissant de vertébrés et d'invertébrés. Leur régime alimentaire varie selon l'âge, la saison et la localité (Allan 1983;

Hynes 1970). Les proies ingérées sont très diversifiées et les invertébrés y sont fortement représentés. Par ailleurs, les poissons exercent un certain choix. Une espèce-proie en quantité importante dans le milieu, ne le sera pas nécessairement dans les contenus stomacaux et les poissons sont sélectifs jusqu'à un certain point. Cette sélection entre les proies disponibles, peut être reliée à des caractéristiques morphologiques, à des aptitudes comportementales de l'espèce ou même de l'individu. Par exemple, les truites sélectionnent des proies actives, de grande taille, vivant sur les pierres et ignorent les espèces fouisseuses (Hynes 1970). Les poissons savent donc tirer profit des ressources du milieu tout en exerçant une certaine sélection face aux proies disponibles.

Lorsque la vision est utilisée pour localiser les proies, les poissons choisissent les grosses proies (Allan 1983). Ceci a été observé chez l'omble de fontaine (Allan 1983), et en laboratoire, chez la truite brune (Ringler 1979, cité dans Allan 1983) et la truite arc-en-ciel (Ware 1973, cité dans Allan 1983). La distance à partir de laquelle la truite arc-en-ciel réagit à la présence d'une proie augmente avec la taille, les contrastes et les mouvements de la proie, ainsi qu'avec l'expérience du poisson. L'expérience acquise avec un type de proie n'est en général pas applicable à un autre type de proie. Hynes (1970) souligne que si les poissons commencent à se nourrir d'une proie, ils ont tendance à continuer, ce qui explique que les poissons ont parfois des contenus stomacaux monospécifiques. Allan (1983) a noté une sur-représentation des taxons de grande taille dans les contenus stomacaux des ombles de fontaine et une sous-représentation des taxons de petite taille. Il faut noter que les taxons de grande taille sont plus rares que les

taxons de petite taille (Allan 1983).

5.2. Impact des changements du benthos sur l'alimentation des poissons

La diminution de la densité des organismes benthiques affecte probablement autant, sinon davantage, les populations de poissons qu'un changement dans la composition de ces communautés (Allan 1983). Dans une étude comparative de plusieurs ruisseaux, Murphy & Hall(1981) relient l'abondance des truites à l'abondance d'espèces-proies. La réduction de la biomasse de plus des deux tiers des invertébrés dans une rivière canalisée est accompagnée d'une réduction égale chez les poissons (Moyle 1976). Au Nouveau-Brunswick, l'arrosage des forêts avec du fénitrothion a provoqué la mort d'un grand nombre d'organismes benthiques à la suite de quoi la biomasse des Salmonidés a diminué (Symons & Harding 1974).

Les fortes fluctuations journalières et saisonnières du débit d'une rivière occasionnées par l'installation d'un barrage hydroélectrique, n'ont pas affecté la densité des communautés benthiques mais ont causé une très forte réduction de la diversité et de la biomasse (Ward & Stanford 1980). Cent-trente espèces étaient recensées dans les stations témoins, mais une quinzaine seulement aux stations affectées par des modifications du débit. Les Trichoptères étaient presque entièrement disparus et il ne restait que quelques espèces de Plécoptères et d'Ephéméroptères, essentiellement des espèces fouisseuses et de petite taille. La communauté était formée à 95-99% de Chironomides et d'Oligochètes. Les populations résidentes de Kokanis, de truites fardées et de Dolly Vardens (Salmonidés) observées aux stations

témoins, étaient absentes des stations perturbées.

Ward & Stanford (1980) ont également comparé les données obtenues avant et après l'installation d'un barrage sur la Rivière Colorado. La biomasse et la richesse des communautés benthiques ont beaucoup diminué alors que la densité a augmenté, indiquant par là une réduction de la taille moyenne des organismes benthiques. Les Plécoptères et les Trichoptères ont pratiquement été éliminés et ont été remplacés par des petits Chironomides, Simuliidés, Baetidés (Ephéméroptères) et Oligochètes. Les truites arc-en-ciel avaient un moins bon facteur de condition. Leur alimentation avait changé et reflétait partiellement les modifications produites dans les communautés benthiques; par contre, la plus grande densité de Diptères et d'Oligochètes ne se reflétait pas dans la composition des contenus stomacaux indiquant par là, la moindre valeur alimentaire ou l'inaccessibilité de ces organismes en tant que proies.

Les organismes en dérive sont également importants dans l'alimentation des poissons, tout particulièrement dans celle des Salmonidés (Lefeuvre & Soulard 1981). Toutes les perturbations, notamment les modifications du débit, influençant la dérive auront des répercussions positives ou négatives sur les espèces de poissons se nourrissant d'organismes en dérive (Fraser 1972; Minshall & Winger 1968).

6. CONCLUSION

6.1. Conclusions générales

Nous avons identifié les principaux effets des travaux de canalisation sur le régime hydrique, sur le substrat, sur le régime thermique, sur les apports de matériel végétal d'origine terrestre et aquatique ainsi que sur la qualité de l'eau des écosystèmes lotiques. Nous avons analysé les impacts de ces travaux à divers niveaux: les exigences des espèces ont été examinées dans la mesure des connaissances actuelles mais l'étude est avant tout synécologique; la densité, la richesse et la composition furent les paramètres utilisés pour décrire les changements observés dans les communautés benthiques. Quand l'information était disponible, les modifications au niveau des groupes trophiques à l'intérieur des communautés benthiques ont été rapportées.

L'impact des travaux de canalisation diffère selon la nature du cours d'eau, selon les espèces considérées et selon l'intensité de la perturbation. Certains cours d'eau sont plus sensibles; les ruisseaux de tête sont particulièrement susceptibles d'être dégradés. Par exemple, l'enlèvement de la végétation riveraine affectera davantage le régime thermique et l'importance relative des sources de nourriture allochtones et autochtones dans un ruisseau de tête que dans un cours d'eau d'ordre supérieur.

La réponse des organismes benthiques face aux perturbations provoquées par les travaux de canalisation et de drainage varie en fonction des espèces;

plusieurs espèces de Plécoptères, d'Ephéméroptères et de Trichoptères sont grandement affectées par une réduction du débit, de la quantité d'oxygène dissous, par l'augmentation de la sédimentation, de la température et des substances polluantes. Ces espèces sont caractéristiques des eaux propres, courantes et à substrat rocheux; elles sont généralement sténobiontes et tolèrent peu les changements dans leur environnement. Elles disparaitront rapidement des milieux perturbés ce qui aura des répercussions sur la composition des communautés en place. En raison de leur grande taille, ces espèces constituent une nourriture recherchée par des poissons tels que les Salmonidés. Les espèces adaptées aux nouvelles conditions du milieu seront souvent des espèces de plus petite taille et des espèces fouisseuses. Elles seront donc beaucoup moins disponibles pour ces poissons.

L'impact d'une modification du milieu variera en fonction de l'intensité de celle-ci; l'addition d'une faible quantité de sédiments risque de provoquer une diminution de l'effectif alors qu'une importante sédimentation réduira à la fois l'effectif et la richesse des communautés benthiques. Une réduction de la densité et de la richesse résulte de l'établissement de substrats plus instables et de la plus grande homogénéité des habitats.

Dans certains cas, une augmentation de la densité a été notée à la suite des travaux de canalisation. Par exemple, une plus grande quantité d'engrais favorisera la production primaire et aura des répercussions sur les autres niveaux trophiques. L'augmentation de la densité est généralement accompagnée d'une modification de la composition des communautés, d'une diminution de leur richesse et de leur biomasse, des taxons de taille moyenne plus faible

ayant remplacé les autres.

On peut toujours analyser séparément les effets de l'augmentation des sédiments, du changement des régimes thermiques et hydriques... mais les travaux de canalisation cumulent les effets combinés de plusieurs de ces facteurs. Pris un à un, ces facteurs peuvent provoquer des réponses antagonistes (par exemple, augmentation de la densité à cause de la présence d'engrais et diminution de la densité à cause de transformations apportées au substrat). Le résultat final correspond à la combinaison de toutes ces influences qui sont dosées différemment. Par exemple, l'enlèvement de la végétation stimulera la production secondaire à condition que les effets nuisibles tels que la diminution des habitats ou la plus grande sédimentation ne soient trop sévères.

6.2. Recommandations

Les travaux de canalisation et de drainage des terres agricoles modifient l'environnement en agissant sur plusieurs facteurs abiotiques et les effets de ces travaux se font sentir tout le long d'un cours d'eau. Ces transformations se réflètent par des changements au niveau des composantes biotiques de l'écosystème. L'utilisation de ces dernières pour l'estimation de la qualité de l'environnement est souvent préférée aux tests physico-chimiques: alors que les organismes vivants intègrent tous les changements survenus dans le milieu, les tests ne produisent que des informations discontinues sur des paramètres physico-chimiques; par exemple, les implications de la destruction d'habitats ou les effets résultant de la

présence de substances polluantes agissant en synergie ne peuvent être évalués par des méthodes physico-chimiques. Les macroinvertébrés sont souvent utilisés parmi d'autres groupes; ils se retrouvent dans tous les écosystèmes aquatiques, ils sont d'une taille qui les rend faciles à échantillonner et ils sont moins mobiles que d'autres groupes tels que les poissons.

L'utilisation de l'indice biotique d'Hilsenhoff, au Wisconsin, tient compte de ces considérations. C'est une méthode relativement rapide qui permet d'obtenir des renseignements sur la qualité du milieu aquatique à différents endroits ou à différents moments. Nous avons déjà mentionné que cet indice pourrait être applicable au Québec, après quelques ajustements. Cette possibilité serait à examiner. Pour cela, il faudrait prendre en considération certains points:

1. La géologie du Wisconsin en fait un territoire plus homogène que ne l'est le Québec. Celui-ci se divise en trois grandes régions géologiques: les Appalaches, le Bouclier Canadien et les Basses Terres du Saint-Laurent. Ces divisions naturelles influencent la biogéographie des divers taxons (Harper & Harper 1983; Lesage & Harper 1975) et par le fait même la composition des communautés benthiques. Les études à effectuer devraient respecter ces grandes divisions.

2. La faune benthique du Québec est très voisine de celle du Wisconsin; elle comporte cependant des différences en raison des caractéristiques géographiques propres au Québec. Les clés d'identification établies par Hilsenfoff (1982) sont incomplètes. La conception de clés d'identification

pour la faune benthique du Québec serait nécessaire. Ces clés, basées sur celle d'Hilsenhoff, devraient être faites au moins pour les principaux groupes et selon les grandes régions géologiques.

3. La faune benthique des larges rivières a fait l'objet de plusieurs études (e.g. Ferraris 1984; Soléco 1983; Vincent 1981; Vincent & Vaillancourt 1978), celle des ruisseaux, également (e.g. Harper & Cloutier 1979; Harper 1978; McKay 1969). Par contre, les rivières de taille intermédiaire ont été peu étudiées (Harper, comm. pers.). Les connaissances dans ce domaine seraient à parfaire.

Nous avons considéré ici que l'indice d'Hilsenhoff serait le plus approprié et celui qui demanderait le moins de modifications pour être utilisé au Québec. Par contre, il existe plusieurs autres indices biotiques mais une étude approfondie de chacun d'eux débordait le cadre de ce travail. Une recherche dans ce sens permettrait de faire le tour de la question et donnerait l'assurance de pouvoir sélectionner la méthode la plus adéquate.

La réalisation de ces projets permettrait d'obtenir une image de la faune benthique caractéristique des différents cours d'eau en tenant compte de leur degré de pollution ou de transformation. De plus, ceci permettrait d'avoir une méthode efficace pour évaluer et identifier les modifications apportées à l'environnement par des travaux tels que ceux exigés pour améliorer le drainage des terres agricoles. Ceux-ci provoquent une série de transformations des conditions initiales de courant, de température, de substrat, de qualité physico-chimique... et pour évaluer l'impact des travaux

sur la faune benthique, une étude devrait tenir compte de toutes ces modifications. Il est certainement beaucoup plus facile d'évaluer la qualité du milieu par le simple calcul d'un indice biotique.

Nous connaissons mal l'influence d'un changement dans les communautés benthiques sur les populations de poissons. Quelques études ont été faites sur les Salmonidés mais il n'y a rien de connu pour les autres familles de poissons. Un effort de recherche dans ce sens serait certainement profitable.

7. RESUME

Cette revue de littérature a pour objectif l'inventaire des impacts des travaux d'aménagement des cours d'eau sur les communautés benthiques et les répercussions des modifications du benthos sur les poissons. Les principaux systèmes de classification des cours d'eau et des communautés benthiques y sont présentés. Des recommandations compatibles avec les problèmes spécifiques au Québec sont formulées dans la conclusion.

Le concept de zonation, utilisé en Europe, a connu peu d'applications en Amérique où il tend à être remplacé par le concept du continuum fluvial. Selon ce concept, on observe un continuum d'ajustements à l'intérieur des communautés benthiques en réponse au gradient continu de conditions physiques changeantes observé le long d'un réseau fluvial. La composition des communautés benthiques reflète la présence et la disponibilité des ressources alimentaires. Les organismes se répartissent, selon leur mécanisme d'acquisition de nourriture, à l'intérieur des différents groupes trophiques; ces groupes se retrouvent en proportions différentes le long du cours d'eau, formant des communautés distinctes. Dans les cours d'eau pollués ou perturbés, l'utilisation des indices de diversité, des indices biotiques ou de la méthode des saprobies permet de caractériser les communautés dont la composition diffère de celles des milieux non pollués ou non perturbés.

Les modifications du régime hydrique affectent les communautés en créant des conditions qui ne correspondent plus aux exigences de certaines espèces et en perturbant leur cycle vital. L'augmentation ou la diminution du débit

peut parfois être la cause de dérives catastrophiques. L'uniformisation de la vitesse résultant du nivellement et du nettoyage du lit des cours d'eau, ainsi que de l'élimination des méandres et des successions de rapides et de bassins, réduit la diversité. L'augmentation de l'importance des crues et des inondations peut amoindrir la densité et la richesse de la faune en place. Les travaux de drainage favorisent l'assèchement estival des petits cours d'eau; seuls, certains taxons survivront.

La nature et la stabilité du substrat ainsi que l'importance de la charge sédimentaire affectent la distribution et l'abondance des espèces à l'intérieur des communautés benthiques. L'augmentation des dépôts de sédiments réduit le nombre d'habitats disponibles et occasionne une diminution de l'abondance et de la richesse des Ephéméroptères, des Plécoptères et des Trichoptères. L'augmentation des particules en suspension amorce ou accentue la dérive chez bon nombre d'organismes benthiques. De plus, ces particules peuvent également entraver la respiration et affecter l'alimentation des organismes filtreurs. Dans certaines conditions, l'instabilité du substrat empêche l'implantation de nouveaux organismes colonisateurs.

Un changement du régime thermique modifie la distribution des espèces par ses répercussions sur leur cycle vital. D'une façon générale, les espèces sténothermes sont davantage affectées. Des modifications au régime thermique entrainent une série de réajustements à tous les niveaux trophiques; ainsi, la qualité des ressources alimentaires des macroinvertébrés sera changée car la température influence fortement la valeur nutritive des détritus et la

densité des algues périphytiques.

Toute intervention sur la couverture végétale en bordure des cours d'eau a une incidence sur l'écosystème aquatique. Les effets en sont plus marqués dans les petits ruisseaux de tête. L'importance relative du matériel végétal d'origine terrestre ou aquatique influence l'abondance et la répartition des groupes trophiques. La façon dont réagiront les communautés ou les groupes trophiques à l'enlèvement du couvert végétal ne semble pas facile à prévoir; les désaccords relevés dans la littérature sont souvent le reflet de la difficulté d'intégrer tous les paramètres de l'environnement.

L'augmentation des concentrations d'engrais et de pesticides dans les eaux courantes est le résultat d'une érosion aggravée par la dénudation des berges à proximité des terres agricoles. Les concentrations élevées de fertilisants favorisent l'accroissement du nombre d'organismes benthiques; la production d'algues et la décomposition des détritus sont accentuées, offrant ainsi davantage de ressources aux organismes herbivores et détritivores. Par ailleurs, une haute productivité occasionne également une baisse dans la concentration d'oxygène dissous et la diversité des communautés en est affectée. Les effets des pesticides sur les communautés benthiques sont peu connus. D'une façon générale, ils réduisent à la fois la densité et la diversité des communautés. Les Ephéméroptères et les Plécoptères semblent particulièrement sensibles à ces substances polluantes.

Le temps de récupération et le succès de la recolonisation d'un milieu perturbé par des travaux de drainage dépend d'une variété de facteurs tous

inter-reliés. Les perturbations d'ordre physique semblent être les plus dévastatrices et la récupération peut nécessiter un temps très long. Lorsque les perturbations sont plutôt d'ordre chimique, la récupération se fera plus ou moins rapidement selon la nature, la durée, l'intensité, l'étendue de la perturbation ainsi que selon l'existence de sections non affectées pouvant servir de sources de colonisation. Globalement, la faune des ruisseaux de tête, caractérisée par des espèces peu tolérantes au changement, est plus vulnérable alors que les communautés plus complexes des rivières peuvent supporter un stress plus grand.

L'impact des modifications de la composition et de la structure de tailles des communautés benthiques sur l'alimentation des poissons est mal connu. Les poissons exercent une certaine sélection parmi les organismes benthiques; par exemple, les truites choisissent des proies actives, de grande taille et ignorent les espèces fouisseuses. Une réduction de la biomasse des organismes benthiques est accompagnée d'une réduction de la biomasse chez les poissons. Si les travaux amènent la disparition d'espèces benthiques de grande taille au profit d'espèces fouisseuses et de petite taille, la communauté piscicole en sera affectée.

Au Québec, les connaissances actuelles sur la faune benthique des rivières de taille intermédiaire restent à parfaire. De plus, l'impact d'un changement dans les communautés benthiques sur les populations de poissons est mal connu. L'indice biotique mis au point par Hilsenhoff serait applicable, ne réclamant que peu d'ajustements.

8. REMERCIEMENTS

Je tiens vivement à remercier le professeur Pierre-Paul Harper qui m'a apporté un soutien professionnel tout au long du projet. Je remercie aussi Bernard Sainte-Marie pour le graphisme et son aide appréciable au cours de la rédaction du rapport. Je leur suis également reconnaissante, ainsi qu'à Louise Cloutier, d'avoir accepté de reviser le texte final.

9. REFERENCES

Allan, J.D. 1983. Predator prey relationship in streams. In: Barnes, J.R. & G.W. Minshall (ed.). Stream ecology. Plenum Press, New York, pp. 191-229.

Anderson, N.H. & K.W. Cummins. 1979. The influences of diet on the life histories of aquatic insects. J. Fish. Res. Board Can. 36: 335-342.

Blair, D.A. 1973. The effects of stream channelization on fish populations. Graduate Research paper, Pennsylvania State Univ. 41 pp.

Botosoneanu, L. 1979. Quinze années de recherches sur la zonation des cours d'eau. 1963-1978. Revue commentée de la bibliographie et observations personnelles. Bijdr. Dierk. 49: 109-134.

Cairns, Jr. J., J.S. Crossman, K.L. Dickson & E.E. Herricks. 1971. The recovery of damaged streams. Ass. South-eastern Biol. Bull. 18: 79-106.

Chauvet, E. 1983. Influence d'une réduction de débit sur un torrent de montagne: l'Aston (Ariège). Ann. Limnol. 19: 45-49.

Cordone A. J. & D. W. Kelley. 1961. The influences of inorganic sediment on the aquatic life of streams. Calif. Fish. and Game 47: 189-228.

Cuinat, R. 1980a. Rejets de matières en suspension par les exploitations de granulats dans la rivière Allier. -Effets sur la vie aquatique. In: Grover,

J.H. (ed). Allocation of Fishery resources. Proc. tech. consultation allocation Fish. Res., FAO, pp. 40-46.

Cuinat, R. 1980b. Modifications du lit des cours d'eau: conséquences écologiques et piscicoles. In: Grover, J.H. (ed). Allocation of Fishery resources. Proc. tech. consultation allocation Fish. Res., FAO, pp.47-56.

Cummins, K.W. 1974. Structure and function of stream ecosystems. BioScience 24: 631-641.

Cummins, K.W. & M.J. Klug. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. Ann. Rev. Ecol. Syst. 10: 147-172.

Cummins, K.W. & G.H. Lauff. 1969. The influence of substrate particle size on the microdistribution of stream macrobenthos. Hydrobiologia 34: 145-181.

Dance, K.W. & H.B.N. Hynes. 1980. Some effects of agricultural land use on stream insect communities. Environ. Pollut. Series A Ecol. Biol. 22: 19-28.

Edington, J.M. 1968. Habitat preferences in net spinning caddis larvae with special reference to the interference of water velocity. J. Anim. Ecol. 37: 675-692.

Eidt, D.C. 1975. The effect of fenitrothion from large-scale forest spraying

on benthos in New Brunswick headwater streams. Can. Ent. 107: 743-760.

Etnier, D.A. 1972. The effect of annual rechanneling on a stream fish population. Trans. Am. Fish. Soc. 101: 372-375.

Ferraris, J. 1984. Macroinvertébrés 6. (Benthos et invertébrés phytophiles). Habitats potentiels des macroinvertébrés benthiques et phytophiles. Qc, MLCP, SA, Montréal, Rapport technique, 106 pp.

Fey, J.M. 1977. The heating of a mountain stream and the effects on the zoocoenosis demonstrated on the Lenne (Sauerland). Arch. Hydrobiol. Suppl. 53: 307-363.

Fraley, J.J. 1979. Effects of elevated stream temperature below a shallow reservoir on a cold water macroinvertebrate fauna. In: Ward, J.V. & J.A. Stanford (eds). The ecology of regulated streams. Plenum Press, New York, pp. 257-272.

Fraser, J.C. 1972. Regulated discharge and the stream environment. In: Coglesby, R.T., C.A. Carlson & J.A. McCann (eds). River Ecology and Man. Academic Press, New York, pp. 263-285.

Gray, L.J. & J.V. Ward. 1982. Effects of sediment releases from a reservoir on stream macroinvertebrates. Hydrobiologia 96: 177-184.

Haefner, J.P. & J.B. Wallace. 1981a. Production and potential seston

utilization by Parapsyche cardis and Diplectrona modesta (Trichoptera: Hydropsychidae) in two streams draining contrasting southern Appalachian water sheds. Environ. Entomol. 10: 433-441.

Haefner, J.P. & J.B. Wallace. 1981b. Shifts in aquatic insect populations in a first-order southern Appalachian stream following a decade of old field succession. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 353-359.

Hansen, D.R. 1971. Stream channelization effects on fishes and bottom fauna in the Little Sioux River, Iowa. In: Schneberger, E. & J.L. Funk (eds). Stream channelization. A symposium. Am. Fish. Soc. Spec. Publ. 2: 29-51.

Harper, P.P. 1978. Variations in the production of emerging insects from a Québec stream. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20: 1317-1323.

Harper, P.P. & L. Cloutier. 1979. Chironomini and Pseudochironomini of a Québec highland stream (Diptera: Chironomidae). Ent. Scand. Suppl. 10: 81-94.

Harper, P.P. & F. Harper. 1983. Biogéographie et associations des Plécoptères d'hiver du Québec méridional (Plecoptera; Capniidae et Taeniopterygidae). Can. Ent. 115: 1465-1476.

Hawkes, H.A. 1975. River zonation and classification. In: Whitton, B.A. (ed). River Ecology. University of California Press, Berkeley, pp. 313-375.

Hawkins, C.P., M.L. Murphy & N.H. Anderson. 1982. Effects of canopy, substrate composition, and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in Cascade range streams of Oregon. Ecology 63: 1840-1885.

Hawkins, C.P. & J.R. Sedell. 1981. Longitudinal and seasonal changes in functional organization of macroinvertebrate communities in four Oregon streams. Ecology 62: 387-397.

Haynes, J.M. & J.C. Makarewicz. 1982. Comparison of benthic communities in dredged and undredged areas of the St. Lawrence River, Cape Vincent, N.Y. Ohio J. Sci. 82: 165-170.

Hill, A.R. 1976. The environmental impacts of agricultural land drainage. J. Environ. Mgmt. 4: 251-274.

Hilsenhoff, W.L. 1977. Use of arthropods to evaluate water quality of streams. Wis. Dep. Nat. Resour. Tech. Bull. 100: 1-15.

Hilsenhoff, W.L. 1982. Using a biotic index to evaluate water quality in streams. Wis. Dep. Nat. Resour. Tech. Bull. 132. 23 pp.

Hortle, K.G. & P.S. Lake. 1982. Macroinvertebrate assemblage in channelized and unchannelized sections of the Bunyip River, Victoria. Aust. J. mar. Freshw. Res. 33: 1071-1082.

Hynes, H.B.N. 1966. The biology of polluted waters. Liverpool University Press, Liverpool, 202 pp.

Hynes, H.B.N. 1970. Ecology of running waters. Univ. of Toronto Press, Toronto, 555 pp.

Illies, J. & L. Botosaneanu. 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. Mitt. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol. 12: 1-57.

Khalaf, G. & H. Tachet. 1980. Colonisation of artificial substrate by macroinvertebrates in a stream and variations according to stone size. Freshwater Biol. 10: 475-482.

Krueger, C.C. & T.F. Waters. 1983. Annual production of macroinvertebrates in three streams of different water quality. Ecology 64: 840-850.

Lefeuvre, J.C. & B. Soulard. 1981. De la connaissance écologique à l'entretien des rivières. Courr. Nat. 71: 7-24.

Lehmkuhl, D.M. 1972. Change in thermal regime as a cause of reduction of benthic fauna downstream of a reservoir. J. Fish. Res. Board Can. 29: 1329-1332.

Lemly, A.D. 1982. Modification of benthic insect communities in polluted

streams: combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. Hydrobiologia 87: 229-245.

Lenat, D.R., D.L. Penrose & K.W. Eagleson. 1979. Biological evaluation of non-point source pollutants in North Carolina streams and rivers. Dep. Nat. Res. Comm. Dev. Biological Series no.102, 168 pp.

Lenat, D.R., D.L. Penrose & K.W. Eagleson. 1981. Variable effects of sediment addition on stream benthos. Hydrobiologia 79: 187-194.

LeSage, L. & P.P. Harper. 1975. Les Dryopoides aquatiques du Québec (Coléoptères). Ann. Soc. ent. Québec 20: 157-168.

Mackay, R. 1969. Aquatic insect communities of a small stream on Mont St-Hilaire, Québec. J. Fish. Res. Board Can. 26: 1157-1183.

Merritt, R.W. & K.W. Cummins (eds.) 1978. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt Publ. Co., Dubuque, Iowa. 441 pp.

Minshall, G.W. 1978. Autotrophy in stream ecosystems. BioScience 28: 767-771.

Minshall, G.W. & P.V. Winger. 1968. The effect of reduction in stream flow on invertebrate drift. Ecology. 49: 580-582.

Minshall, G.W., R.C. Petersen, K.W. Cummins, T.C. Boit, J.R. Sedell, C.E.

Cushing & R.L. Vannote. 1983. Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. Ecol. Monogr. 53: 1-25.

Moreau, G., A.P. Plamondon, J.B. Serodes, D. Berrouard, J. Petitclerc & P. Julien. 1976. Etude de l'influence de la végétation riparienne sur l'écologie des rivières de la Côte Nord. Centreau, Université Laval, rapport CRE-76/03, 69 pp + 20.

Morris, L.A., R.N. Langemeier, T.R. Russell & A. Witt Jr. 1968. Effects of main stream impoundments and channelization upon the limnology of the Missouri River, Nebraska. Trans. Amer. Fish. Soc. 97: 380-388.

Moyle, P.B. 1976. Some effects of channelisation on the fishes and invertebrates of Rush Creek, Madoc County, Calif. Calif. Fish Game 62: 179-186.

Murphy, M.L. & J.D. Hall. 1981. Varied effects of clear-cut logging on predators and their habitat in small streams of the Cascade Mountains, Oregon. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 137-145.

Murphy, M.L., C.P. Hawkins & N.H. Anderson. 1981. Effects of canopy modification and accumulated sediment on stream communities. Trans. Am. Fish. Soc. 110: 469-478.

Naiman, R.J. 1983. The annual pattern and spatial distribution of aquatic oxygen metabolism in boreal forest watersheds. Ecol. Monogr. 53: 73-94.

Narf, R.P., E.L. Lange & R.C. Wildman. 1984. Statistical procedures for applying Hilsenhoff's Biotic Index. J. Freshw. Ecol. 2: 441-448.

Neuhold, J.M. 1981. Strategy of ecosystem recovery. In: Barrett, G.W. & R. Rosenberg (eds). Stress effects on natural ecosystems. Wiley, Toronto, pp 261-265.

Nuttall, P.M. & G.H. Bielby. 1973. The effect of china-clay wastes on stream invertebrates. Environ. Pollut. 5: 77-86.

O'Hop, J., J.B. Wallace & J.D. Haefner. 1984. Production of a stream shredder, Peltoperla maria (Plecoptera: Peltoperlidae) in disturbed and undisturbed hardwood catchments. Freshw. Biol. 14: 13-21.

Olive, J.H. & C.A. Dambach. 1973. Benthic macroinvertebrates as indexes of water quality in Whetstone Creek, Morrow County, Ohio (Scioto River Bassin). Ohio J. Sci. 73: 129-149.

Platts, W.S. 1979. Relationships among stream order, fish populations and aquatic geomorphology in an Idaho river drainage. Fisheries 4: 5-9.

Platts, W.S., W.F. Meganan & G.W. Minshall. 1983. Methods for evaluating stream, riparian and biotic conditions. U.S. Dep. Agric. Serv. Intermountain Forest Experiment. Stn. Gen Tech. Rep. INT-138, 70 pp.

Rishel, G., J.A. Lynch & E.S. Corbett. 1982. Seasonal stream temperature changes following forest harvesting. J. Environ. Qual. 11: 112-116.

Robertson, D.J. 1978. Persistent effects of clearcutting in the Eastern deciduous forest on aquatic macroinvertebrate communities. North American Benthological Society Meeting, Winnipeg. 5pp + 10 fig.

Rosenberg, D.M. & N.B. Snow. 1975. Ecological studies of aquatic organisms in the Mackenzie and Porcupine river drainages in relation to sedimentation. Can. Fish. Mar. Serv. Tech. Rep. 547, 86 pp.

Rosenberg, D.M. & A.P. Wiens. 1978. Effects of sediment addition on macrobenthic invertebrates in a northern Canadian river. Water Res. 12: 763-764.

Saint-Yves, A. 1983. L'aménagement des cours d'eau en milieu agricole. La problématique. Min. Env. Service de l'assainissement agricole, 13 pp. + 2 fig. + 2 tableaux.

Saint-Yves, A. 1984. L'équilibre dans les cours d'eau en milieu rural. Congrès de l'Association des biologistes du Québec, 11 pp. + 1 fig. + 5 tableaux.

Scott, W.B. & E.J. Crossman. 1974. Poissons d'eau douce du Canada. Min. Environ. Service des pêches et des sciences de la mer. Ottawa. Bull. 184: 1026 pp.

Soléco Inc. 1983. Analyse et interprétation d'échantillons de benthos et de zooplancton récoltés dans divers habitats de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre. Rapport d'étude pour le MLCP, N/Réf. 038756, 81 pp.

Stuart, T.A. 1958. The influence of drainage works, levees, dykes, dredging, etc. on the aquatic environment and stocks. 7e Réunion de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature et des ses Ressources, FAO, 4: 337-345.

Swales, S. 1982. A "before and after" study of the effects of land drainage works on fish stocks in the upper reaches of a lowland river. Fish. Manage. 13: 105-114.

Sweeney, B.W. & R.L. Vannote. 1978. Size variation and the distribution of hemimentabolous aquatic insects: two thermal equilibrium hypotheses. Science 200: 444-446.

Symons, P.E.K. & G.D. Harding. 1974. Biomass changes of stream fishes after forest spraying with the insecticide fenitrothion. Fish. Res. Board Can. Tech. Rep. 432, 47 pp. + 10 appendices.

Tuffery, G. 1976. Incidences écologiques de la pollution des eaux courantes. Révélateurs biologiques de la pollution. In: Pesson, P. (ed.). La pollution des eaux continentales: Incidence sur les biocénoses aquatiques. Coll. Géol. Ecol. Amén., Gauthiers-Villars, France, pp. 183-219.

Vannote, R.L., G.W. Marshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing. 1980 The river continuum concept. Can. J. Fish. Res. Aquat. Sci. 37: 130-137.

Vannote, R.L. & B.W. Sweeney. 1980. Geographic analysis of thermal equilibria: a conceptual model for evaluating the effects of natural and modified thermal regimes on aquatic insect communities. Am. nat. 115: 667-695.

Verneaux, J. 1976. Fondements biologiques et écologiques de l'étude de la qualité des eaux continentales. Principales méthodes biologiques. In: Pesson, P. (ed.). La pollution des eaux continentales: Inciodence sur les biocénoses aquatiques. Coll. Géol. Ecol. Amén., Gauthiers-Villars, France. pp. 229-285.

Verneaux, J. & C. Tuffery. 1967. Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices biotiques. Ann. Scient. Univ. Besançon 3: 79-90.

Vincent, B. 1981. Profondeur, vase et courant, facteurs de micro-répartition transversale du benthos dans l'estuaire d'eau douce du Saint-Laurent (Québec). Can. J. Zool. 59: 2297-2305.

Vincent, B. & G. Vaillancourt. 1978. Les groupements benthiques du fleuve Saint-Laurent près des centrales nucléaires de Gentilly (Québec). Can. J.

Zool. 56: 1585-1592.

Ward, J.V. 1976. Effects of thermal constancy and seasonal temperature displacement on community structure of stream macroinvertebrates. In: Esch, G.W. & R.W. McFarlane (eds). Thermal Ecology II. ERDA Symp. Ser., pp. 302-307.

Ward, J.V. & J.A. Stanford. 1979. Ecological factors controlling stream zoobenthos with emphasis on thermal modification of regulated streams. In: Ward, J.V. & J.A. Stanford (eds). The Ecology of regulated streams. Plenum Press, New York, pp. 35-55.

Ward, J.V. & J.A. Stanford. 1980. Effects of reduced and perturbated flow below dams on fish food organisms in Rocky Mountain trout streams. In: Grover, J.H. (ed). Allocation of Fishery Resources. Proc. Techn. Consultation Allocation Fish Res., FAO, pp. 493-501.

Waters, T. F. 1972. The drift of stream insects. Ann. Rev. Ent. 17: 253-271.

Welch, H.E., P.E.K. Symons & D.W. Narver. 1977. Some effects of potato farming and forest clearcutting on New Brunswick streams. Can. Fish. Mar. Serv. Tech. Rep. 745, 13 pp.

Wilhm, J.L. 1975. Biological indicators of pollution. In: Whitton, B.A. (ed.). River Ecology. University of California Press, Berkeley, pp.

375-402.

Wilhm, J.L. & T.C. Dorris. 1968. Biological parameters for water quality criteria. BioScience 18: 477-481.

Williams, D.D. 1980. Some relationships between stream benthos and substrate heterogeneity. Limnol. Oceanogr. 25: 166-172.

Williams, D.D. & H.B.N. Hynes. 1976. The ecology of temporary streams. I. The faunas of two Canadian streams. Int. Rev. gesamten Hydrobiol. 61: 761-787.

Williams, D.D. & H.B.N. Hynes. 1977. The ecology of temporary streams. II. General remarks on temporary streams. Int. Rev. gesamten Hydrobiol. 62: 53-61.

Wright, J.F., P.D. Hiley, D.A. Cooling, A.C. Cameron, M.E. Wigham & A.D. Berrie. 1984. The invertebrate fauna of a small stream in Berkshire, England, and the effect of intermittent flow. Arch. Hydrobiol. 99: 176-199.

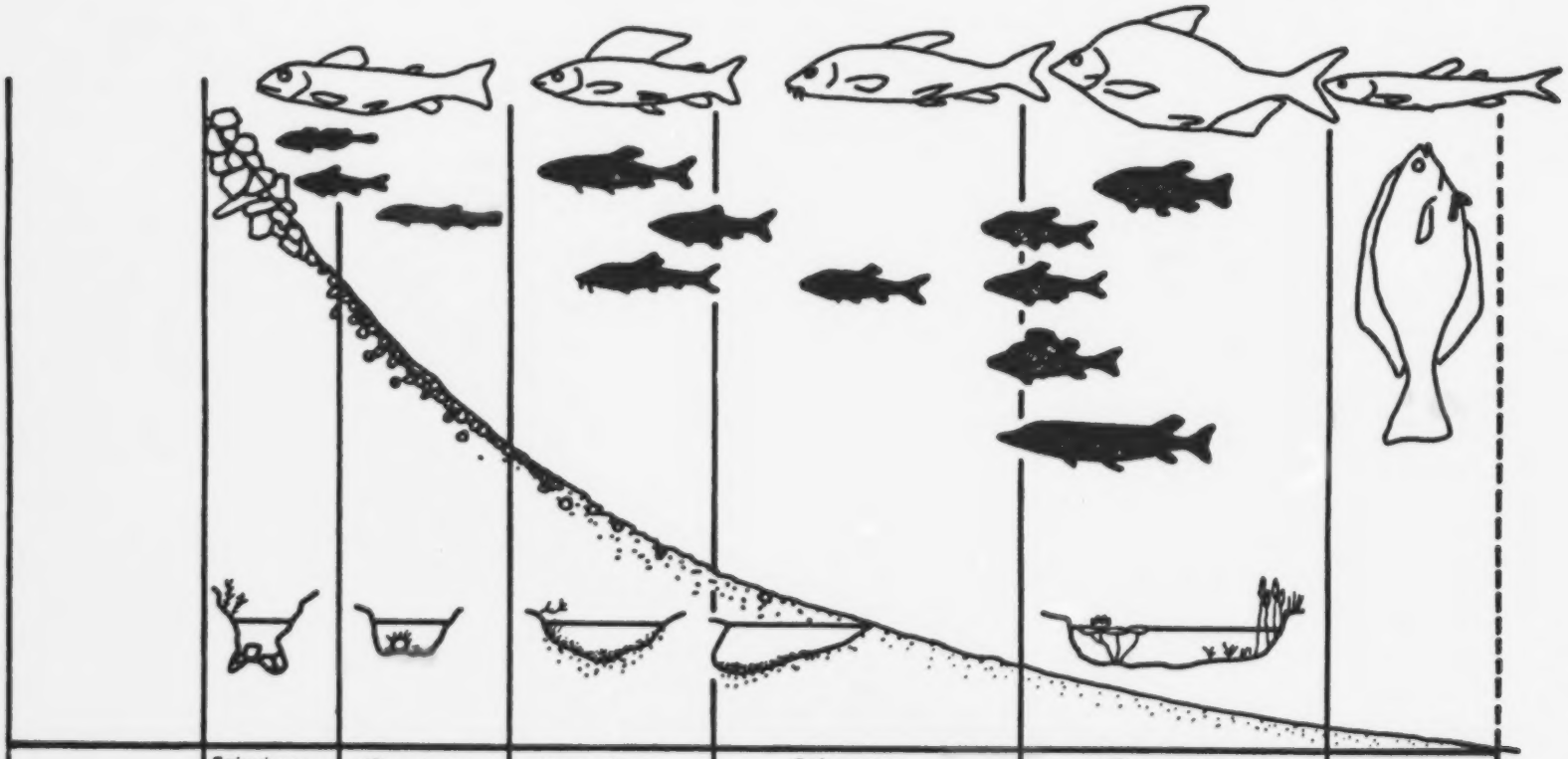
ADDENDA au rapport:

IMPACT DES TRAVAUX DE CANALISATION SUR LA FAUNE BENTHIQUE DES COURS D'EAU EN MILIEU AGRICOLE

Par: Anne-Marie Clément
Avril 1985

Figure 1: insérer après la page 5
Tableau 1: insérer après la page 7
Figure 2: insérer après la page 10

Figure 1. Zonation des cours d'eau. Modifié d'après Lefeuvre & Soulard, 1981.



	Épirhithron	Métarhithron	Hyporhithron	Épipotamon	Métapotamon	Hypopotamon
Zone géographique	Rhithron			Potamon		Estuaire
Classification de Huet, 1949	Zone à truites		Zone à ombres	Zone à barbeaux	Zone à brèmes	Zone à épervans et à flets
Caractéristiques du peuplement ichthylicole	Dominance de truites juvéniles	Dominance de truites "adultes"	Faune mixte à Salmonidae dominants, Cyprinidae d'eaux vives présents	Faune mixte à Cyprinidae d'eaux vives dominants; Cyprinidae d'eaux calmes et carnivores présents	Cyprinidae d'eaux calmes et carnivores	
Principaux poissons d'accompagnement	Chabot Vairon	Chabot Vairon Loche	Truite Chevaine Nase Goujon	Nase, Retenqle Vandoise, Perche Brochet	Fauche, Carpe Gardon, Perche Brochet	

Tableau 1. Familles associées au rhithron et au potamon. Tiré de Hawkes (1975).

Ordre	Famille	
	Rhithron	Potamon
Ephemeroptera	Ecdyonuridae Ephemerellidae Leptophlebiidae	Siphlonuridae Potamanthidae Polymitarcidae Caenidae
Plecoptera	Capniidae Leuctridae Neumouridae Gripopterygidae	Perlodidae Perlidae
Diptera	Blepharoceridae Simuliidae Podonomidae Psychodidae	Chironomidae Culicidae Tabanidae Stratiomyidae
Coleoptera	Elmidae Psephenidae Holodidae Hydraenidae	Dytiscidae Haliplidae
Heteroptera	-	Corixidae Notonectidae
Trichoptera	Rhyacophilidae Odontoceridae Glossosomatidae Philopotamidae (sauf Chimarrha)	Leptoceridae Hydroptilidae
Hydrachnellae	Hygrobatidae Protoziidae	-

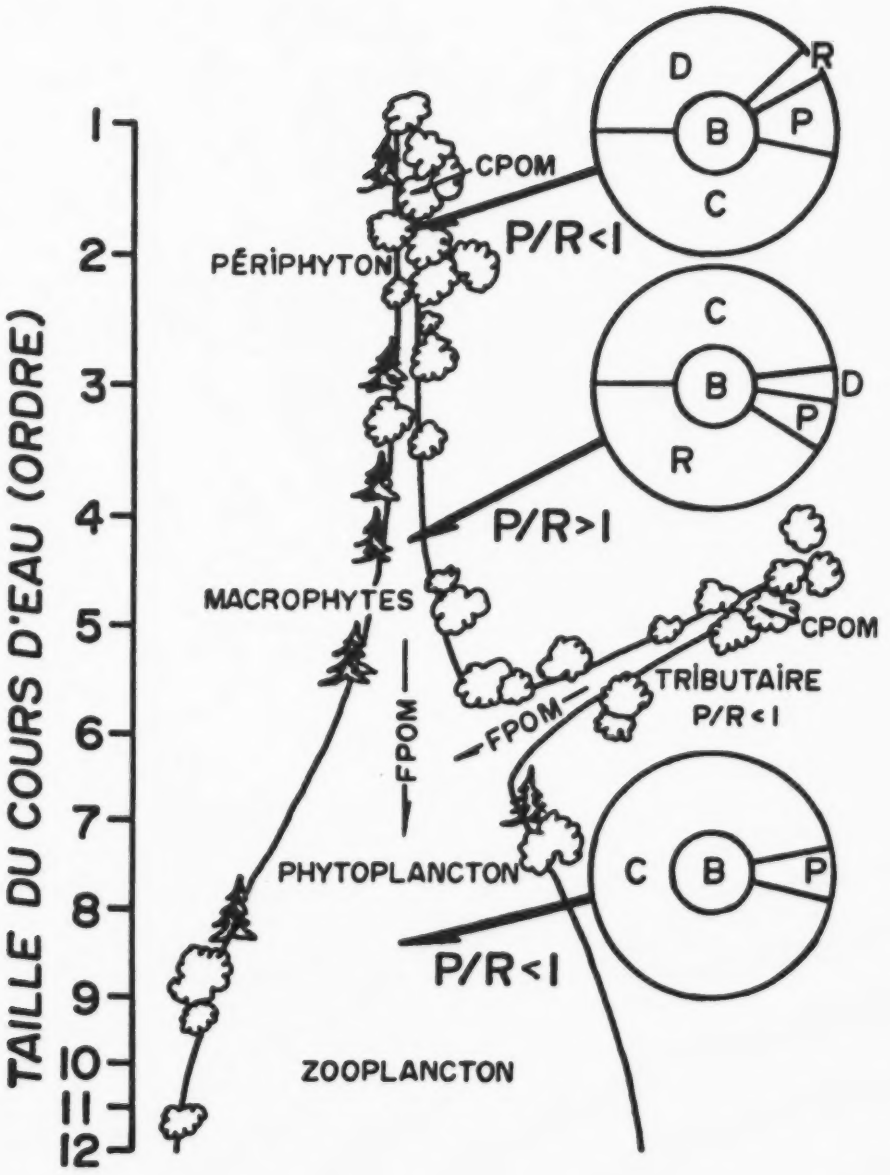


Figure 2. Schéma illustrant le concept du continuum fluvial. Modifié d'après Vannote et al. 1980. D: "déchiqueteurs", R: "racleurs" ou "brouteurs", P: "prédateurs", C: "collecteurs", B: "bactéries", CPOM: particules grossières de matière organique, FPOM: particules fines de matière organique.